

Oulun Vahtolanlahden kuormituslähteiden selvitys ja kunnostusehdotukset

Ninni Laukkanen

Pro gradu -tutkielma 791619S

Maantieteen tutkinto-ohjelma

Oulun yliopisto

22.11.2021



OULUN YLIOPISTO

Luonnontieteellinen tiedekunta

TIIVISTELMÄ OPINNÄYTETYÖSTÄ
Liite FM-tutkielmaan
Maisterintutkinnon kypsyysnäyte

Yksikkö: Maantieteen tutkimusyksikkö	Pääaine: Maantiede
Tekijä (Sukunimi ja etunimet, myös entinen sukunimi): Laukkanen Ninni Ida Emilia	Opiskelija- numero: 48350320
Tutkielman sivumäärä: 94 + V liit.	
Tutkielman nimi (suomeksi; muun kielinen nimi ilmoitetaan vain jos se on tutkielman kieli): Oulun Vahtolanlahden kuormituslähteiden selvitys ja kunnostusehdotukset	
Asiasanat: Rehevöityminen, ravinnekuormitus, kuormituslähteet, hajakuormitus, kunnostus	
Tiivistelmä (kirjoitetaan vapaamuotoisesti, selväsanaisesti ja lyhyin lauserakentein, ks. ohje seuraavalla sivulla): <p>Rehevöityminen on yksi haastavimmista globaaleista ympäristöongelmista. Vesistöissä rehevöitymistä ylläpitävät sekä ulkoinen että sisäinen ravinnekuormitus. Ihmisen vaikutus vesistöihin on ollut seurausta alueen maankäytöstä ja vesistön hyödyntämisestä. Suomessa metsätalous ja siihen liittyvät toimet vaikuttavat vedenlaatuun laaja-alaisimmin, mutta maataloudella on metsätaloutta selvästi suurempi kokonaisvaikutus. Maatalouden ravinnekuormitus on rehevöitymisen yksi päätekijöistä. Rehevöitymisellä on haitallisia vaikutuksia, sillä se vähentää usein esimerkiksi vesistöjen virkistyskäyttöarvoa.</p> <p>Tutkielman tavoitteena oli selvittää, millaisessa tilassa Oulussa sijaitseva Vahtolanlahti on ja mitkä tekijät sitä kuormittavat. Erityisesti tavoitteena oli saada tietoa siitä, mitkä kuormituslähteet aiheuttavat suurimmat ravinnekuormitukset ja miten kuormitukseen voitaisiin vaikuttaa. Kuormituksen arvioimiseksi kerättiin kesällä 2021 kenttämittausten, vesi- ja sedimenttinäytteiden, huokosvesimittausten sekä virtaamamittausten avulla aineisto. Lisäksi aineistoa on täydennetty Hertta-tietokannan aineistoilla. Näytteet analysoitiin akkreditoiduissa laboratorioissa. Pitoisuus- ja virtaamatietojen avulla Vahtolanlahdelle tulevaa kuormitusmääriä ja -lähteitä arvioitiin laskennallisesti.</p> <p>Tulosten perusteella Vahtolanlahti on fosfori- ja typpipitoisuuksiltaan selvästi rehevöitynyt. Sedimentin ominaisuuksista laskettujen tunnuslukujen ja huokosvesinäytteiden mukaan Vahtolanlahti ei kuitenkaan ole sisäkuormitteinen, vaan ravinnekuormitus on peräisin hajakuormituksena valuma-alueelta. Vaikka suurin osa Vahtolanlahteen tulevasta vedestä on peräisin Kiiminkijoesta, on pääosan kuormitus ammoniumtypen, nitraatti- ja nitriittitypen sekä fosfaattifosforin osalta suurempi kuin Kiiminkijoen kyseisten ravinteiden kuormitus. Nämä ravinnemuodot vaikuttavat eniten rehevöitymiseen, sillä ne ovat leville suoraan käyttökelpoisessa muodossa.</p> <p>Vahtolanlahdelle mahdollisia vedenlaatua parantavia toimenpiteitä on useita, mutta todennäköisesti kannattavin ratkaisu olisi pääosan varteen rakennettava kosteikko, joka pidättäisi suurimman osan pelloilta huuhtoutuneista ravinteista ja kiintoaineesta, joka tulosten perusteella näyttäisi olevan Vahtolanlahden mataloitumisen aiheuttaja. Vahtolanlahden vesisyvyyden lisäämisen ja samalla virkistyskäytön parantamiseen tähtääviä kunnostustoimia ovat pohjapadot Kiiminkijoen uomiin, Vahtolanlahden tilapäinen kuivatus ja rantojen pienruoppaus.</p>	
Muita tietoja:	
Päiväys: 22.11.2021	

Sisältö

Tiivistelmä

Lyhenteet ja käsitteet

1 Johdanto.....	6
2 Sisävesien rehevöityminen, rehevöitymiseen vaikuttavat tekijät ja kunnostustoimet.....	9
2.1 Hydrologinen kierto ja valuma-alueen fysiografia.....	9
2.2 Vesiekosysteemin ainetase ja rehevöityminen.....	11
2.3 Kuormituslähteet.....	13
2.4 Ihmistoiminnan vaikutukset.....	13
2.4.1 Metsätalous, maatalous ja ojitustoimet.....	14
2.4.2 Kaupungistuminen ja hulevedet.....	16
2.4.3 Viemäriverkoston ulkopuoliset jätevedet.....	16
2.5 Vesiekosysteemin fysikaalis-kemialliset ominaisuudet.....	18
2.5.1 Lämpötila, sähkönjohtavuus ja happamuus.....	18
2.5.2 Happipitoisuus ja redoxpotentiaali.....	19
2.5.3 Kiintoaine ja hehkutushäviö.....	21
2.5.4 Kasviravinteet typpi, fosfori ja hiili.....	22
2.6 Mahdolliset suojelu- ja kunnostustoimet.....	29
2.6.1 Toimet valuma-alueella.....	30
2.6.2 Vesistöön ja veteen liittyvät toimet.....	32
3 Tutkimusalueena Vahtolanlahti.....	35
3.1 Sijainti ja valuma-alueen ominaisuudet.....	35
3.2 Vahtolanlahden valuma-alueen maankäyttö.....	38
4 Tutkimusaineistot ja –menetelmät.....	40

4.1 Vesinäytteenotto.....	40
4.2 Virtaamamittaukset.....	43
4.3 Pinnankorkeusmittaus.....	44
4.4 Sedimentti- ja huokosvesinäytteenotto.....	44
4.5 Muut aineistot ja menetelmät.....	46
5 Tulokset.....	48
5.1 Meriveden vaikutuksen arviointi.....	48
5.2 Vahtolanlahden kenttämittaritulokset.....	49
5.3 Virtaamat ja Vahtolanlahden vedenkorkeuden vaihtelut.....	50
5.4 Pitoisuudet ja kuormitusmäärät.....	51
5.5 Vahtolanlahden pohjasedimentin ja huokosveden tulokset.....	58
6 Tulosten tarkastelu.....	60
6.1 Vahtolanlahden määrittely.....	60
6.2 Vahtolanlahden tila.....	61
6.3 Vahtolanlahden vedenlaadun parantaminen.....	65
6.4 Vahtolanlahden vesisyvyyden lisääminen.....	68
6.5 Virhelähteet.....	71
7 Yhteenveto ja johtopäätökset.....	73
Kiitokset.....	75
Lähdeluettelo.....	76
Liitteet	

Lyhenteet ja käsitteet

DOC	Liuenanut orgaaninen hiili (<i>eng. dissolved organic carbon</i>)
EC	Veden sähkönjohtavuus (<i>eng. electrical conductivity</i>)
Eh	Veden redoxpotentiaali eli hapetus-pelkistysaste
Flada	Merestä kuroutuva matala, selvästi rajautunut murtovesiallas, joka on yhä yhteydessä mereen yhden tai useamman suuaukon (salmen) kautta.
Hapen	
kyllästysaste	Hapen määrä, mikä maksimissaan voi liueta veteen.
HERTTA	Suomen ympäristökeskuksen ympäristöhallinnon tarjoama tietojärjestelmä, josta löytyy tietoa muun muassa vesivaroista ja pintavesien tilasta.
Kluuvi	Fladan kaltainen muodostuma, mutta maankohoamisen vuoksi se ei enää ole jatkuvasti yhteydessä mereen vaan yhteys on ajoittaista.
Korroosio	Metallien hapettuminen ympäristön vaikutuksesta.
N	Typpi
NO ₂₃ -N	Nitraatti- ja nitriittitypen summa
NH ₄ -N	Ammoniumtyppi
P	Fosfori
POC	Partikkelimainen orgaaninen hiili (<i>eng. particulate organic carbon</i>)
PO ₄ -P	Fosfaattifosfori
TOC	Orgaanisena kokonaishiili (<i>eng. total organic carbon</i>)
TN	Kokonaistyyppi (<i>eng. total nitrogen</i>)
TP	Kokonaisfosfori (<i>eng. total phosphorus</i>)
Trofiataso	Ravintoketjun taso. Ensimmäisen tason muodostavat tuottajat. Seuraaville tasoille kuuluvat kuluttajat ja hajottajat.
Viipymä	Veden viipymällä tarkoitetaan vesistön veden vaihtumiseen kuluva keskimääräistä aikaa.

1 Johdanto

Ihminen on toiminnallaan vaikuttanut huomattavasti makean veden ekosysteemeihin ja niiden tarjoamiin tuotanto-, sääntely- ja kulttuuripalveluihin (Revenga ym. 2005; Dodds ym. 2013). Ihmisen vaikutus vesistöihin on seurausta valuma-alueen maankäytöstä ja vesistön hyödyntämisestä (Revenga ym. 2005: 397). Monien järvien ja jokien ravinnepitoisuudet ovat nousseet huomattavasti viimeisimmän 50 vuoden aikana (Mainstone & Parr 2002: 26). Ihmistoimilla voi olla vaikutuksia joko veden määrään tai laatuun ja tilaan, tai useimmiten molempiin (Peters & Meybeck 2009).

Maailmanlaajuisesti maankäyttö ja maankäytön intensiteetti on jo pitkään yhdistetty veden laatuun vaikuttaviksi tekijöiksi (McDowell 2021). Ihmistoimien aiheuttamista muutoksista merkittävimpiä ja laaja-alaisimpia ovat muun muassa kasvipeitteen, erityisesti puuston, poistaminen sekä teollistumisen ja kaupungistumisen aiheuttamat haitallisten aineiden päästöt vesiin. Suomessa metsätalous ja siihen liittyvät toimet vaikuttavat laajimmin vesioloihin, sillä noin 70 prosenttia maamme pinta-alasta on metsiä (Seuna ym. 1986: 387). Kuitenkin veden laadun kannalta maataloudella on metsätaloutta selvästi suurempi kokonaisvaikutus (Seuna ym. 1986: 388–389): Maatalouden ravinnekuormitus on rehevöitymisen yksi päätekijöistä (Puckett 1995: 408; Withers ym. 2014).

Ihmisen aiheuttama rehevöityminen on yksi haastavimmista globaaleista ympäristöongelmista (Yang 2008: 197; Kleinman ym. 2011: 170; Withers ym. 2014). Rehevöitymisellä tarkoitetaan vesistöjen ravinnepitoisuuden kasvua (Smith & Schindler 2009: 201), mikä johtuu usein liiasta fosforipitoisuudesta, mutta myös liiallinen hiili- tai typpipitoisuus voivat olla rehevöitymisen taustalla (Schindler 1977: 260). Rehevöitymistä ylläpitävät sekä ulkoinen ravinnekuormitus että vesistön sisäinen ravinnekuormitus (Koljonen 2020: 9). Rehevöitymisen haitalliset vaikutukset vaihtelevat vesivarojen vähentymisestä virkistyskäytön mahdollisuuksien vähenemisen kautta suoriin ihmisen terveyttä uhkaaviin myrkyllisiin leväkukintoihin (Kleinman ym. 2011: 170).

Veden merkitys ympäristötekijänä on huomattava, ja veden virkistyskäyttöarvo on suuri, vaikka sitä on vaikeaa arvottaa taloudellisesti. Usein sen todellinen arvo paljastuu vasta sitten, kun vesistö on turmeltunut siihen pisteeseen, ettei virkistyskäyttö ole enää mahdollista (Seppänen 1984: 11). Koska suomalaiset elävät luonnonläheisesti ja käyttävät paljon vapaa-aikaa sekä lomaa kalastaen, veneillen, vaeltaen ja keräten marjoja, ovat ympäristöasiat, kuten vedenlaatu ja veden virkistyskäyttömahdollisuuksien säilyttäminen heille tärkeitä (Niemi 2004:

31–32). Suomen ympäristökeskuksen (2019) vesien tila-arvion mukaan 87 % Suomen järvipinta-alasta, 68 % jokivesistä ja noin 13 % rannikkovesistä on luokiteltu hyvään tai erinomaiseen tilaan. Kyseisen luokittelun mukaan noin 3500 km² järviä, 10 466 kilometriä jokia sekä 28 397 km² rannikkoa kaipaavat kunnostustoimia.

Ihmistoimien muuttamia vesistöjä on alettu kunnostamaan jo muutamia vuosikymmeniä sitten virkistys- ja muun käytön sekä vedenlaadun parantamiseksi. Kunnostustoimiin on kuitenkin ryhdytty yhä useammin vasta 2000-luvulla vesistöjen ekologisen tilan kohentamiseksi EU:n vesipuitelidirektiivin mukaisesti (Koljonen ym. 2020: 9). Vesien kunnostuksessa ja -suojelussa on otettava huomioon vesistön ominaisuudet, ja vesistön suojelukeinot on johdettava vesistöstä käsin (Lappalainen & Hertell 1990: 33). Monesti vesistöön kohdistetut suojelutoimenpiteet eivät tuota haluttuja tuloksia, sillä hajakuormituksen vaikutuksia ei ole otettu huomioon (Novotny 1999: 717): Riittävän pieni ulkoinen kuormitus on kuitenkin kunnostuksen onnistumisen edellytys (Lehtoranta 2005: 9), ja tähän päästään kohdentamalla toimia myös valuma-alueelle. Oikeilla toimilla vesistö voi palautua jopa lähes ennalleen, kunhan vain ravinnelähteet voidaan paikantaa ja niiden kuormitukseen puuttua (Carpenter 2005). Tästä syystä suojelutoimenpiteiden tehokas kohdentaminen vaatii ravinnekuormitusta aiheuttavien lähteiden tuntemisen (Frisk ym. 2007: 30).

Tämän pro gradu -tutkielman tavoitteena on selvittää Vahtolanlahden kuormituslähteet ja löytää ratkaisuja, joilla parantaa vesistön kuntoa tai hidastaa vesistön huonontumista entisestään. Rehevöitymisen lisäksi Vahtolanlahden virkistyskäyttöä rajoittaa Vahtolanlahden mataluus. Merivedenkorkeuden ollessa matalalla, Vahtolanlahden vedenpinta laskee ja pohja tulee paikoin näkyviin veden alta. Mikäli rehevöitymisen lisäksi Vahtolanlahden mataloitumiseen ei puututa, uhkaa sitä todennäköisesti paludifikaatio eli vesistön umpeen kasvu (Keto ym. 2004: 93).

Tutkimuskysymyksiä tässä pro gradu -työssä ovat:

1. Mitkä tekijät kuormittavat Vahtolanlahtea?
2. Mitä mahdollisia kunnostus- ja ennallistamistoimia Vahtolanlahdelle voidaan suorittaa?

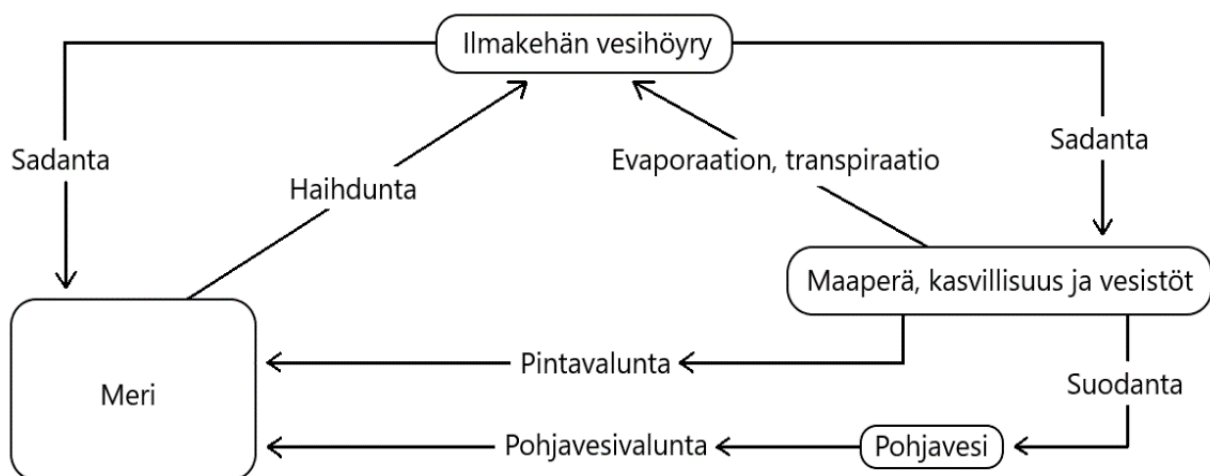
Tutkielman taustalla on myös laajempi tavoite. Andersenin ym. (2017) mukaan suurin osa Itämerestä on luokiteltu rehevöityneeksi. Vahtolanlahti valuma-alueineen kuuluu Itämereen, tarkemmin Perämereen laskevan Kiiminkijoen vesistöalueeseen. Perämeren rannikkovesien tila on Korpisen ym. (2019: 221) mukaan tyydyttävä. Jotta Perämeren tila saataisiin palautettua hyväksi, täytyy siihen laskevien vesien kuormitusta vähentää (Korpinen ym. 2019: 123). Siksi Vahtolanlahden kuormituksen vähentäminen vaikuttaa myös Perämereen kulkeutuvan kuormituksen määrään. Itämeren rehevöitymisen estämiseksi on työskennelty jo vuosikymmeniä (Murray ym. 2019: 2), ja myös tällä tutkimuksella on oma panoksensa Itämeren tilan parantamiseksi.

2 Sisävesien rehevöityminen, rehevöitymiseen vaikuttavat tekijät ja kunnostustoimet

2.1 Hydrologinen kierto ja valuma-alueen fysiografia

Maapallolla vesi on jatkuvassa hydrologisessa kierrossa, jota auringon säteilyenergia ylläpitää (kuva 1) (Seppänen 1984: 12; Oki & Kanae 2006: 1068). Kuusiston ja Seppäsen (1986a: 14) mukaan kierron aikana vettä haihtuu elottomilta pinnoilta, kuten vesistöistä ja maaperästä sekä elollisilta pinnoilta, kuten kasvillisuudesta vesihöyryksi ilmaan. Ilmavirtaukset kuljettava vesihöyryä ja sopivissa olosuhteissa vesihöyry tiivistyy uudelleen vedeksi ja sataa takaisin maahan (Kuusisto & Seppänen 1986a: 14; Trenberth ym. 2007: 758). Sateista osa pidättyy kasvillisuuteen ja osa sataa maanpinnalle tai vesistöihin. Maahan imeytynyt vesi joko haihtuu suoraan ilmaan maanpinnan evaporaation tai kasvien transpiraation kautta, kulkeutuu pintakerrosvaluntana vesiuomiin tai suotautuu syvempiin maakerrokseen päätyen lopulta pohjavesivarastoon, josta se pohjavesivaluntana kulkeutuu takaisin vesistöihin ja sieltä vesihöyryksi ilmaan (Kuusisto & Seppänen 1986a: 14).

Valunnalla kuvataan valuma-alueelta tietyssä ajassa pois virtaavaa vesimäärää. Se aiheutuu pääasiassa painovoimasta ja saa alkunsa valuma-alueelle sataneesta vedestä, alueen pohjavesivarastoista tai alueelle muodostuneen lumi- tai jääpeitteen sulamisesta. Valunta muodostuu kolmesta osasta: maanpäällisestä valunnasta eli pintavalunnasta, heti maan pinnan alla tapahtuvasta pintakerrosvalunnasta ja pohjavesivalunnasta. Valuntaan vaikuttavat niin ilmastolliset, alueelliset kuin ihmistoiminnan aiheuttamat tekijät (Hyvärinen & Puupponen 1986: 152, 157).



Kuva 1. Hydrologinen kierto (Trenberth ym. 2007: 759).

Suomessa lumen sulamisen aiheuttamilla kevättulvilla on tärkeä merkitys vuotuisen valuntaan ja siten mahdollisen kuormituksen syntymiselle, sillä valumisvedet huuhtovat aineita alustastaan (Koivusalo ym. 2007: 296). Kortelaisen ym. (1997: 635) mukaan Pohjois-Suomessa kevätvalunta on noin 50 % vuotuisesta valunnasta. Lumen sulaessa maanpäällisen valunnan ja pintakerrosvalunnan osuus on suuri, sillä maa on osittain roudassa eikä vesi pääse imeytymään maaperään. Kesävalunta vaihtelee suuresti riippuen sadannasta. Normaalin kesän aikana melko suuri osa valunnasta tulee pohjavesivaluntana (Hyvärinen & Puupponen 1986: 154–155). Toinen huippu valunnassa ja sen aiheuttamasta kuormituksessa ajoittuu syksyyn (Koivusalo ym. 2007: 296). Suomen keski- ja pohjoisosissa pysyvä lumipeite tulee aikaisemmin kuin eteläosissa ja siksi syysvalunta saattaa jäädä pieneksi (Hyvärinen & Puupponen 1986: 155). Talvi- ja kesäaikana valunta ja ravinteiden kuormitus ovat yleensä kevättä ja syksyä pienemmät (Koivusalo ym. 2007: 296).

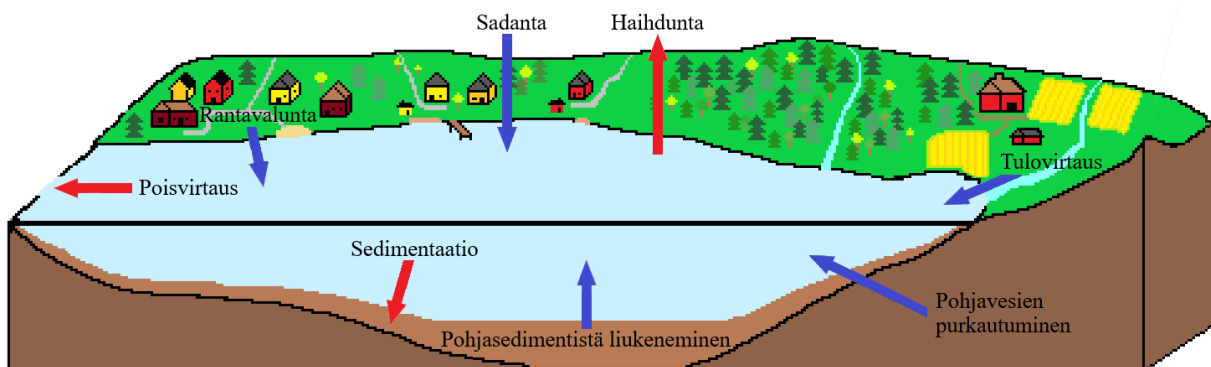
Hyvärinen ja Puupponen (1986: 159–160) mukaan sadannan lisäksi valuma-alueen ominaispiirteet vaikuttavat merkittävästi valunnan määrään. Osa tekijöistä on lähes muuttumattomia, kuten alueen kaltevuus, osa hitaasti muuttuvia, kuten puuston määrä ja osa vuodenaikaan sidottuja, kuten kasvipeite. Kim ym. (2014: 484) tutkimuksessaan toteavat valuntaan vaikuttavan sadannan lisäksi joukon ympäristötekijöitä, joita on vaikea kontrolloida. Näitä ovat heidän mukaansa topografia, nykyinen maankäyttömuoto sekä hydrauliset- ja hydrologiset olosuhteet. Lisäksi valuntaan vaikuttavia fysiografisia tekijöitä ovat valuma-alueen perusominaisuudet, kuten muoto ja koko, maa- ja kallioperä, kasvillisuus ja uomaston ominaisuudet (Hyvärinen & Puupponen 1986: 159–160).

Esimerkiksi maaperä vaikuttaa valunnan syntymiseen, sillä maaperän ollessa hyvin tiivis, vesi ei pääse imeytymään vaan pysyy maan pinnalla ja alkaa valumaan vesiuomiin ja sitä kautta vesistöihin. Alueilla, joilla maaperä on huokoinen, vesi imeytyy helpommin ja syntyvän pintavalunnan määrä on pienempi (Hümann ym. 2011). Rankkasateista aiheutuva valunnan huippu on paljon pienempi alueella, jossa kasvillisuus on tiheää ja runsasta, sillä se estää maanpinnalla valuvan veden nopean virtauksen ja hidastaa pintavalunnan keräytymistä. Valuntaan vaikuttavat aluetekijät eivät yleensä muutu kovin nopeasti. Myös alueen sääolosuhteiden voidaan katsoa noudattavan tiettyjä vakiopiirteitä. Sen sijaan ihmistoimet, kuten metsien hävittäminen, kuivatus ja ojitus, ovat vaikuttaneet valuntaan koko ihmisen historian ajan (Hyvärinen & Puupponen 1986: 159, 191, 194–196).

2.2 Vesiekosysteemin ainetase ja rehevöityminen

Merien, järvien, jokien sekä muiden vesistöjen kokonaisuudet ovat itsenäisiä ekosysteemejä, joiden toimintaan vaikuttavat niin elottomat eli abioottiset tekijät kuin elävät eli bioottiset tekijät. Abioottisia tekijöitä ovat muun muassa veteen liuenneet suolat ja liettyneet epäorgaaniset ja orgaaniset aineet, kun taas bioottisia tekijöitä ovat kaikki ekosysteemissä elävät organismit (Kuusisto & Seppänen 1986b: 276). Luonnon vesistöjen vedet eivät koskaan ole täysin puhtaita, sillä niihin sekoittuu aineita muun muassa maaperästä, vesistön pohjalta, ilmakehästä (laskeumina ja kaukokulkeutumisena), veden elollisista ja kuolleista hiukkasista ja ihmisen toiminnan erilaisista jätevesistä (Särkkä 1996: 50). Suomessa vesistöt ovat usein osana vesistöreittejä, jolloin niihin tulee tulovirtaamia esimerkiksi joista, puroista ja ojista. Koska virtaamat vaihtelevat paljon, on luonnollista, että myös veden mukana kulkeutuvien aineiden määrät vaihtelevat paljon (Seppänen 1984: 83–84).

Vesiekosysteemin ainetaseella tarkoitetaan vesistöön tulevan ja sieltä poistuvan aineen erotusta (Bricker ym. 2005: 119). Alueelle tulevia ainevirtoja ovat tulovirtaus vesistöön, sadanta, rantavalunta, liukeneminen sedimentistä ja pohjavesien purkautuminen (kuva 2). Poisvirtaus, haihdunta ja sedimentaatio poistavat aineita ekosysteemistä. Vesistön ainetaseeseen vaikuttavat oleellisesti vesistön yläjuoksulla puroihin, uomiin ja ojiin maaperästä huuhtoutuvien ravinteiden määrä ja laatu. Ravinteiden määrät riippuvat muun muassa maankäyttömuodosta, maalajista ja maastonkaltevuudesta. Pohjavesipurkaumien vaikutukset ovat monessa tapauksissa positiivisia, sillä ne laimentavat kuormittuneen vesistön vettä. Toisaalta on myös tapauksia, missä pohjavedet tuovat purkautuessaan ravinteita jopa siinä määrin, että luonnontilainen vesistö muuttuu reheväksi (Seppänen 1984: 82, 87, 92).



Kuva 2. Vesistöön tulevat ainevirrat (sinisillä nuolilla) ja vesistöstä poistuvat ainevirrat (punaisilla nuolilla) (Seppänen 1984: 82).

Seppäsen (1984: 92) mukaan kauempaa valuma-alueelta tulleiden aineiden lisäksi rantavalunta kuormittaa vesistöä ja kuormitus riippuu maaperän laadusta, rantavyöhykkeen kaltevuudesta sekä rantavyöhykkeen hyödyntämistavasta ja -asteesta. Myös pohjasedimentti vaikuttaa oleellisesti vesistön ainetaseeseen, sillä se toimii tilana, jonne ravinteita poistuu vesifaasista sedimentaation kautta, ja josta aineita vapautuu olosuhteiden ollessa liukenemiselle suotuisat (Lijklema 1994; Søndergaard ym. 2003). Pohjasedimentti pidättää aineita ollessaan happipitoinen. Hapen loppuessa hapettuneiden epäorgaanisten aineiden pelkistyminen alkaa ja aineita vapautuu veteen. Eräissä tapauksissa pohjasedimentistä vapautuvat ravinteet saattavat hallita koko vesistön ravinnetasetta. Aineiden liukenemiseen vaikuttavat happipitoisuuden lisäksi pH sekä aineiden pitoisuuserot sedimentin ja vesifaasin välillä (Seppänen 1984: 94).

Muutokset ainetaseessa muuttavat vesistöä. Friskin ym. (2007: 30) mukaan monet ihmistoimet, kuten asutus, maa- ja metsätalous sekä teollisuus aiheuttavat vesistöihin kohdistuvaa ravinnekuormitusta, minkä seurauksena on usein vesistön rehevöityminen lukuisine haittoineen. Suomessa vesistöjen kunnostuksen tarve johtuu pääasiassa kahdesta toisiinsa liittyvästä ongelmasta, jotka estävät erityisesti vesistöjen virkistyskäyttöä. Näitä ovat rehevöityminen ja paludifikaatio. Paludifikaatio eli vesistön umpeen kasvu johtuu vesistön mataluudesta ja rehevöitymisestä. Rehevöityminen aiheuttaa veden laadun heikkenemisestä (Keto ym. 2004: 93) ja siitä on tullut yksi haastavimmista globaaleista ympäristöongelmista (Yang 2008: 197; Withers ym. 2014). Rehevöitymisellä tarkoitetaan vesistöjen ravinnepitoisuuden kasvua (Smith & Schindler 2009: 201). Eritoten se johtuu liiasta fosforipitoisuudesta, mutta myös liiasta hiili- tai typpipitoisuudesta (Schindler 1977: 260). Rehevöitymistä aiheuttavat muun muassa jätevedet, vesistön sisäinen kuormitus sekä hajakuormitus maatalousalueilta, metsätaloudesta, kaupunkien hulevesistä tai asutusalueilta (Keto ym. 2004: 93–94).

Rehevöitymisen seuraukset vaihtelevat erityyppisissä vesistömuodoissa, mutta yleisimmin rehevöityminen aiheuttaa vesikasvien liiallista kasvua, haitallisten (myrkyllisten) levien kukintoja ja muutoksia kalakantoihin sekä biologisen monimuotoisuuden vähenemistä (Khan & Ansari 2005; Withers ym. 2014: 5854; St-Hilaire ym. 2016: 277). Leväkukinnat aiheuttavat myös virkistyskäytöllisiä ongelmia, sillä rannan ja vesistön viihtyvyys alenee (Withers ym. 2014: 5854; St-Hilaire ym. 2016: 277). Rehevöitymisellä on vaikutusta vesiekosysteemin itseensä lisäksi myös siitä riippuvaisiin ekosysteemeihin maan päällä (Mainstone & Parr 2002). Jotta rehevöitymistä voitaisiin ehkäistä tehokkaasti, on tunnettava ravinnekuormituksen aiheuttavat kuormituslähteet (Frisk ym. 2007: 30).

2.3 Kuormituslähteet

Vesistön valuma-alueelta kulkeutuu vesistöön kuormitusta erilaisten maankäyttömuotojen seurauksena. Lakson ja Alasaarelan (1990: 23) mukaan ulkoiset kuormituslähteet jaetaan haja- ja pistekuormitukseen. Hajakuormitukseksi kutsutaan kuormitusta, joka huuhtoutuu vesistöön muuten kuin yhdestä selvästä purkupaikasta. Hajakuormituksen pääasiallisia lähteitä ovat maatalous, metsänhoito ja soiden kuivatus, haja-asutus sekä ilmakehän laskeumat (Niemi ym. 2004: 22–23). Hajakuormitusta on vaikea mitata, sillä kuormituslähteet eivät ole selviä ja kuormitus on riippuvainen sääolosuhteista (Carpenter ym. 1998): Hajakuormitusta aiheutuu silloin, kun sateet, lumen sulamisvesi tai kasteluvesi huuhtovat ainesta ja kuljettavat sen mukanaan vesistöihin (Wu & Chen 2013: 294). Tämän vuoksi hajakuormitus painottuu kevään ja syksyn runsasvetisiin kausiin (Seuna ym. 1986: 395). Hajakuormitus on Suomessa pääasiallinen vesistöjen rehevöitymisen aiheuttaja ja siksi hajakuormituslähteisiin pitäisi kiinnittää enemmän huomiota vesiensuojelun yhteydessä (Niemi ym. 2004: 22).

Yhdestä selvästä purkupaikasta, kuten viemärin suulta tai puhdistamon purkuputkesta tulevaa vesistökuormitusta kutsutaan pistekuormitukseksi (Särkkä 1996: 125; Kuusiniemi ym. 2013: 107). Pistekuormittajia ovat usein kaupunki- tai asuinalueiden jätevedet (Wu & Chen 2013: 294). Pistekuormitus on suhteellisen tasaista ympäri vuoden (Seuna ym. 1986: 395). Pistekuormituksen, kuten jätevesikuormituksen, vähentämiseen on Suomessa voitu tehokkaimmin puuttua, sillä vesilaki on antanut tähän hyvät mahdollisuudet (Lappalainen & Hertell 1990: 33). Ulkoisen kuormituksen lisäksi vesistöissä tapahtuu myös sisäistä kuormitusta, mikä aiheutuu pohjasedimenttiin kertyneiden ravinteiden, erityisesti fosforin vapautumisesta takaisin veteen. Sisäistä kuormitusta aiheuttavat prosessit, kuten sekoitusvirtaukset ja kalojen sekä pohjaeliöiden aikaan saama pohjan pöyhiminen eli bioturbaatio (Eloranta 2005: 25).

2.4 Ihmistoiminnan vaikutukset

Ihmistoimilla voi olla vaikutuksia veden määrään, laatuun tai vesistön tilaan (Peters & Meybeck 2009). Toiminta voi kohdistua suoraan vesistöön tai välillisesti valuma-alueella tehtyjen muutosten kautta (Seuna ym. 1986: 387). Merkittävimpiä ja laaja-alaisimpia muutoksia ovat muun muassa kasvipeitteen, erityisesti puuston, poistaminen sekä maatalous (Seuna ym. 1986: 387). Maailmanlaajuisesti maankäyttö ja maankäytön intensiteetti on jo pitkään yhdistetty veden laatuun vaikuttaviksi tekijöiksi (McDowell 2021). Seuraavaksi käydään läpi erilaisia maankäyttömuotoja ja niiden vaikutuksia vesistöihin.

2.4.1 Metsätalous, maatalous ja ojitustoimet

Niemen ym. (2004: 23) mukaan metsät peittävät 70 % Suomen pinta-alasta. Tämän vuoksi metsätalous ja siihen liittyvät toimet vaikuttavat laajimmin maamme vesioloihin. Metsätaloustoimet kuten hakkuut, ojitukset, kuivatukset, istuttamiset ja lannoitukset vaikuttavat valunnan kautta vesistöihin (Seuna ym. 1986: 387; Niemi ym. 2004: 23). Esimerkiksi avohakkuista aiheutuu veden laadun kannalta monia haittoja. Alueen kasvillisuuden poistuminen muuttaa valaistus-, lämpö-, tuuli- ja muita mikroilmastollisia olosuhteita. Lisäksi hakkuut vähentävät kasvillisuuden määrää, mikä alentaa esimerkiksi typen sitoutumista, ja näin ollen suurempi osa tyydestä huuhtoutuu vesistöihin (Palviainen ym. 2005). Hakkuiden yhteydessä voimakkaat maanpintaa rikkovat toimet ovat potentiaalisia kiintoaineen lisääjiä. Se kuinka paljon kiintoainetta hakkuualueilta vesistöihin pääsee, riippuu kuitenkin alueen hydrologisista ja hydraulisista oloista, kuten ojitusten määrästä sekä maaperän kaltevuudesta (Seuna ym. 1986: 400; St-Hilaire ym. 2016: 281).

Metsien hakkuut muuttavat maaperän ominaisuuksia sekä eroosioprosesseja ja sitä kautta vaikuttavat ravinteiden, kuten fosforin, kuormitukseen (St-Hilaire ym. 2016: 281). Hakkuiden yhteydessä fosforikuormitusta lisäävät myös ravinteita käyttävän biomassan häviäminen, pohjaveden nousu, lisääntynyt auringonvalo ja hakkuutähteet. Hakkuiden vaikutukset näkyvät myös muissa veden laadullisissa ominaisuuksissa ja biologiassa (Seuna ym. 1986: 401). Kuormituksen lisääntyminen ei ole sinänsä suoranainen ongelma vesistöille, mutta puuston hakkuista suurenevat valunnat kuljettavat esimerkiksi ravinteita ja kiintoainetta herkemmin vesistöihin. Hakkuut suurentavat kevytlivalumaa, sillä lumen sulaminen nopeutuu, mutta myös siksi että harvapuustoiselle alueelle kertyy enemmän lunta kuin tiheäpuustoiselle alueelle. Lisäksi valuma-alueen puustolla on haihduntaa lisäävä vaikutus, ja siksi puuston vähentäminen tai poistaminen lisää lähes poikkeuksetta kokonaisvalunnan määrää (Seuna ym. 1986: 397–398).

Veden laadun kannalta maataloudella on metsätaloutta selvästi suurempi kokonaisvaikutus, mutta maatalouden maankäyttömuutokset ovat metsätalouteen verrattuna pienialaisempia. Suomessa maatalouden hydrologiset vaikutukset eivät ole radikaaleja, mutta maankäytön muuttuminen metsämaasta pelloiksi sekä pellon kuivatusmuodon muuttuminen avo-oiditetusta salaoiditetuksi ovat niin laaja-alaisia muutoksia, että niillä on selviä vaikutuksia alueen hydrologialle (Seuna ym. 1986: 388–389). Maatalouden ravinnekuormitus onkin rehevöitymisen yksi päätekijöistä (Puckett 1995: 408; Withers ym. 2014). Maatalouden

käyttämät lannoitteet ja eläinten lanta ovat ensisijaisia typen ja fosforin hajakuormituslähteitä (Puckett 1995: 408; Wu & Chen 2013: 294). Typen ja fosforin huuhtoumat maatalousalueilta ovat suuria, ja ne voivat ylittää jopa teollisuuden ja asutuksen yhteishuuhtoumat näiden ravinteiden osalta (Niemi ym. 2004: 22; St-Hilaire ym. 2016: 277).

Seunan ym. (1986: 394) mukaan peltoprosenttia voidaan käyttää eräänlaisena indikaattorina kuvaamaan maatalouden laajuutta, sillä vesistöön huuhtoutuvien typpi- ja fosforimäärien on todettu riippuvan voimakkaasti viljellyn alueen pinta-alasta. Peltoviljelyn aiheuttama vesistökuormitus perustuu maa-aineksen ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Kuormituksen intensiteetti riippuu muun muassa maalajista, sääoloista, vesitaloudesta, pellon käytöstä ja viljelytekniikasta sekä lannoitteista (Seuna ym. 1986: 392; St-Hilaire ym. 2016: 277). Maalajit sitovat ravinteita eri tavalla. Niinpä hyvin vettä läpäiseviltä, karkeilta mailta ravinteet huuhtoutuvat helpommin kuin hienorakeisilta hiesu- ja savimailta (kts. Tahir & Marschner 2017).

Maatalouden aiheuttama kuormitus voi olla hyvinkin erilaista riippuen tuotannosta. Vanhoista karjasuojista tai vuotavista lantaloista johtuva kuormitus voi olla lähes pistemäistä, kun taas peltoviljely aiheuttaa lähinnä hajakuormitusta. Jos esimerkiksi lantaa joutuu vesistöön, saattaa sen happea kuluttava vaikutus olla huomattava, mikä voi muuttaa oleellisesti vesistön biologiaa. Myös peltoviljelystä aiheutuva eroosio voi heikentää vesistön tilaa. Virtausnopeuden hidastuessa pelloilta erodoitunut maa-aines sedimentoituu vesistön pohjalle, mikä aiheuttaa vesistön madaltumista ja vesikasvillisuus valtaa samalla itselleen lisää alaa (Seuna ym. 1986: 391–392, 395). Maatalouden vesistökuormituksesta suurin osa päättyy kevään ja suurimpien valuntojen aikana vesistöön (St-Hilaire ym. 2016: 277).

Ravinteet ja muut kuormittavat tekijät vaikuttavat vesistöihin vasta silloin, kun ne kulkeutuvat vesistöihin. Ojitus edistää aineen kulkeutumista vesistöihin (Ecke 2009: 120). Siksi ojittamisella on suuri merkitys alueen hydrologialle. Ojittamisen johdosta tulvahuiput kärjistyvät eli valunta nopeutuu, jolloin ainesta kulkeutuu veden mukana enemmän. Ojitustoimet ovatkin lisänneet suspendoituneiden kiintoaineiden määrää (Ahtiainen & Huttunen 1999: 101; Åström ym. 2001). Seunan ym. (1986: 401) mukaan metsäojitus on merkittävä tekijä fosforin huuhtoutumisessa. Myös Åströmin ym. (2005) tutkimuksessa ojituksen on huomattu lisäävän fosforipitoisuuden lisäksi myös nitraatti- ja nitriittitypen sekä ammoniumtypen kuormitusta.

2.4.2 Kaupungistuminen ja hulevedet

Kaupungistuminen vaikuttaa vesistöihin monin tavoin, sillä taajama-alueiden vesitase ei tavallisesti määrydy luonnontilaisen valuma-alueen perusteella vaan käyttövettä johdetaan valuma-alueen ulkopuolelta ja jäte- sekä hulevesiä (taajamien valumavesiä) voidaan johtaa pois valuma-alueelta. Muun muassa ilmastolliset tekijät, alueen hydrologiset erityispiirteet, kaupungin koko, väestön määrä, teollisuuden määrä sekä viemärilaitosratkaisut määräävät kuinka suuria ja selviä urbanisoitumisen hydrologiset vaikutukset ovat (Seuna 1986: 408–409).

Müllerin ym. (2020) mukaan kaupunkien sadevedet ja lumen sulamisvedet vaikuttavat merkittävästi monien vesistöjen pintavesiin. Kaupungistuneilla alueilla vettä läpäisemättömät pinnat, vähäinen kasvillisuus sekä sekavesiviemärintijärjestelmien tiheys muuttavat pintavesien huippuvirtaamia sekä niiden mukana kulkeutuvaa kuormitusta (St-Hilaire ym. 2016). Infrastrukturi on suunniteltu keräämään sadevesiä ja kuljettamaan ne vesistöihin tyypillisesti pintavesiuomiin, kuten puroihin ja jokiin (Göbel ym. 2007). Hulevesiä kuormittavat useat lähteet: ilmaperäinen laskeuma, korroosio, valumapinnoille joutuvat kiinteät jätteet, roskat, eläin- ja kasvijätteet, ajoneuvojen renkaiden ja muiden osien kulumistuotteet sekä katujen ja muiden pintojen eroosiotuotteet (Seuna ym. 1986: 411).

Taajama-alueilla jätevedet kerätään viemäriverkostoon ja käsitellä keskitetysti jätevedenpuhdistamolla. Kunnallinen jätevesihuolto on halvin ja tehokkain ratkaisu niin toimintavarmuuden, käyttökustannusten ja ympäristön suojelun kannalta (Seppänen & Seppänen 1996: 237). Oulun veden (2020) puhdistamoilta Perämereen laskettavan puhdistetun jäteveden kokonaisfosforipitoisuus on vuoden 2020 aikana ollut keskimäärin 0,36 mg/l (vaihteluväli 0,07–1,17 mg/l) ja kokonaistypen pitoisuus 24 mg/l (vaihteluväli 12–36 mg/l).

2.4.3 Viemäriverkoston ulkopuoliset jätevedet

Kaikkia jätevesiä ei kuitenkaan puhdisteta kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla. Vuoden 2010 lopussa noin 4,5 miljoonaa suomalaista asui taajamissa kokonaisväestön ollessa vajaa 5,4 miljoonaa (Säylä ja Vilpas 2012: 9). Loput väestöstä asuivat haja-asutusalueella, jossa jätevesihuolto on järjestettävä toisella tapaa (Vieno 2015: 9). Esimerkiksi fosforikuormitus asutuksesta, joka ei ole kunnanviemäriverkostossa, on suuri. Niemen ym. (2004: 23) mukaan pienten yhteisöjen riittämättömästi puhdistetut jätevedet voivat heikentää pohja- ja pintavesien laatua, sillä jätevesien mukana vesistöön huuhtoutuu ravinteita ja bakteereja.

Vienon (2015: 9) mukaan saostuskaivot eli sakokaivot ovat aikoinaan olleet Suomen käytetyimpiä haja-asutuksen jätevedenkäsittelymenetelmiä. Saostuskaivot eivät enää nykyään kelpaa kuin esikäsittelymenetelmiksi, sillä ne eivät poista veteen liuenneita kemikaaleja ja ravinteita (Seppänen & Seppänen 1996: 237–238; Vieno 2015: 9). Saostuskaivo koostuu usein kolmesta betonirenkaasta tai tehdasvalmisteisesta kokonaisuudesta (Seppänen & Seppänen 1996: 238). Sen toiminta rajoittuu kiinteän aineksen poistoon, sillä saostuskaivot pystyvät erottelemaan vain kelluvan ja laskeutuvan kiintoaineen (Seppänen & Seppänen 1996: 238). Sakokaivosta lähtevän jäteveden kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo on 17 mg/l ja kokonaistypen keskiarvo 95 mg/l. Kiintoainepitoisuus taas on keskiarvoltaan 135 mg/l (Vilpas ym. 2005: 20). Sakokaivovedet vaativat aina jatkokäsittelyä (Vieno 2015: 9).

Maasuodattamo on jätevesien puhdistukseen tarkoitettu heikosti vettä läpäisevä maaperään kaivettu tai reunoiltaan ja pohjasta tiiviisti eristetty kenttä tai ojamainen kaivanto, jossa jätevesi puhdistautuu suotautuessaan sepeli- ja hiekkakerrosten läpi (Vilpas ym. 2005: 8). Se on tehokas hajottamaan jäteveden orgaanista ainetta ja se poistaa myös jäteveden fosforia, mutta vastaan tulee ennen pitkään suodatinhiekan rajallinen kyky sitoa fosforia (Kangas 2011: 57). Vilppaan ym. (2005: 24) mukaan maasuodattamoista lähtevän puhdistetun jäteveden kokonaisfosforipitoisuuden keskiarvo on 4,0 mg/l, kokonaistypen 43 mg/l sekä kiintoaineen 7 mg/l. Maasuodattamoja voidaan tehostaa jälkisuodatuksella, jolloin maasuodattamon perään lisätään fosforin jälkisuodatin. Jälkisuodatuksella varustettujen maasuodattamoiden lähtevän jäteveden keskiarvopitoisuudet ovat: kokonaisfosfori 2,4 mg/l, kokonaistyyppi 40 mg/l ja kiintoaine 9 mg/l (Vilpas ym. 2005: 10, 26).

Panospuhdistamo on niin sanottu laite- eli pienpuhdistamo (Kangas 2011: 58). Ne ovat tehdasvalmisteisia ja kompakteja laitteita, joiden puhdistusmenetelmä on yleensä biologis-kemiallinen (Vilpas ym. 2005: 11). Biologis-kemiallinen puhdistamo sopii parhaiten kohteeseen, jossa jätevesien käsittelyjärjestelmään johdetaan pysyvässä asuinkäytössä olevan asuinkiinteistön kaikki jätevedet ja jossa jätevettä muodostuu jatkuvasti (Kangas 2011: 59). Panospuhdistamoista lähtevän jäteveden keskimääräisen kokonaisfosforin pitoisuuden on havaittu mittauksissa olevan 4,3 mg/l, kokonaistypen pitoisuuden 70 mg/l ja kiintoaineen pitoisuuden 51 mg/l. (Vilpas ym. 2005: 28). Lisäksi on olemassa joukko muitakin haja-asutuksen jätevedenpuhdistukseen käytettyjä menetelmiä. Haja-asutuksen jätevesien oikeanlaisella käsittelyllä parannetaan oman lähiympäristön laatua. Jätevesien puhdistamisella hidastetaan vesistöjen rehevöitymistä (Nummelin 2018: 3).

2.5 Vesiekosysteemin fysikaalis-kemialliset ominaisuudet

Seppäsen (1984: 150) mukaan vesiekosysteemin fysikaalis-kemialliset tekijät muodostavat yhtenäisen abioottisten tekijöiden ryhmän, jotka määräävät reunaehdot, joiden puitteissa ekosysteemi voi toimia. Veden kemiallisia ja fysikaalisia muuttujia, kuten veden lämpötilaa, happipitoisuutta, sähkönjohtavuutta, hiili-, typpi-, fosfori- ja kiintoainepitoisuutta, käytetään yleisesti vesistöjen tilan arvioimisen apuna (Revenga ym. 2005: 404).

2.5.1 Lämpötila, sähkönjohtavuus ja happamuus

Lämpötilan määrittäminen on yksi oleellisista vesistötarkastelun perusmäärittäyksistä, ja se mitataan lähes poikkeuksetta vesinäytteenoton yhteydessä (Seppänen 1984: 150; Oravainen 1999: 1). Veden lämpötila on muuttuja, jolla on keskeinen vaikutus kaikkien elävien organismien, kuten kasvien ja kalojen, toimintoihin (Benyahya ym. 2007: 180; Dallas & Ross-Gillespie 2015). Khanin ja Ansarin (2005: 463) mukaan esimerkiksi biologisten toimintojen nopeus lisääntyy veden lämpötilan noustessa. Lämpötila vaikuttaa myös moniin vesistön ominaisuuksiin, kuten hapen liukenemiseen (Kettunen ym. 2008: 20).

Veden sähkönjohtokyky (EC) kuvaa veden sisältämien liuenneiden aineiden kokonaismäärää (Särkkä 1996: 50; Hayashi 2004). Oravaisen (1999: 10) mukaan sähkönjohtavuudella voidaan mitata veteen liuenneiden suolojen määrää. Sähkönjohtavuutta käytetäänkin usein meriveden ja makean veden sekoittumisen seurantaan sekä mahdollisten kuormituslähteiden arviointiin (Oravainen 1999: 11; Hayashi 2004). Suomen vesistöt ovat vähäsuolaisia, sillä kallioperä on heikosti rapautuvaa (Oravainen 1999: 10): sisävesien sähkönjohtavuus on tyypillisimmillään noin 5–13 mS/m. Myös Ekholm ja Mitikka (2006: 120) ovat tutkimuksessaan saaneet samankaltaisia tuloksia. Itämeressä Suomen alueella sähkönjohtavuus on enemmillään noin 1200 mS/m (Särkkä 1996: 50). Meriveden lisäksi sähkönjohtavuus kasvaa ihmistoimien johdosta (Seuna ym. 1986: 415): esimerkiksi jätevesien sähkönjohtavuus on noin 50–100 mS/m ja voimakkaasti viljellyillä alueilla noin 15–20 mS/m. Myös orgaanisen aineksen hajoaminen vapauttaa vesistöön suoloja, jotka osaltaan lisäävät sähkönjohtavuutta (Oravainen 1999: 11). Veden sähkönjohtavuus riippuu veden lämpötilasta (Seppänen 1984: 155), siksi arvot on kalibroitava vastaamaan vakiolämpötilan sähkönjohtavuutta (Hayashi 2004).

Happamuus eli pH kuvaa veden vetyionipitoisuutta (Boyd ym. 2011: 403). Seppäsen (1984: 157) mukaan happamuutta mittaava pH-asteikko on logaritminen eli yhden pH-asteen muutos edellyttää 10-kertaista vetyioniväkevyyden muutosta. Happamuudella on vaikutusta useimpiin vesistön kemiallisiin ja biologisiin prosesseihin, ja se on yksi vesiekosysteemien tärkeimmistä ympäristötekijöistä (Boyd ym. 2011: 403; Seppänen 1984: 160). Esimerkiksi monien aineiden liukoisuus veteen riippuu ratkaisevasti veden happamuudesta, sillä aineet liukenevat veteen sitä paremmin, mitä alhaisempi veden pH on (Khan & Ansari 2005: 464; Seppänen 1984: 95, 160). Veden normaali happamuus on lähellä neutraalia (pH = 7.0). Suomen vesistöt ovat yleensä kuitenkin lievästi happamia (pH yleensä 6,5–6,8) luontaisen humuskuormituksen vuoksi (Oravainen 1999: 12; Korkonen ym. 2020: 489). Håkansonin ja Janssonin (1983: 248) mukaan matalissa rehevissä vesistöissä veden ja pohjasedimentin rajapinnan pH:n noustessa yli 8, sedimentistä alkaa vapautua fosforia takaisin vesifaasiin. Rehevöitymisen on huomattu nostavan pH arvoa (Seuna ym. 1986: 415).

Oravaisen (1999: 12) mukaan vesistöissä on luontaisia puskureita, jotka hillitsevät suuria pH:n muutoksia. Suomen vesien puskuriokyky on kuitenkin hyvin alhainen, ja siksi vähäisetkin happo- ja emäslisäykset muuttavat herkästi veden pH-tasoa. Veden pH-tasoon vaikuttavat ihmistoiminnasta syntyvät jätevedet sekä merkittävänä kaukovaikutuksena happamat sateet (Seppänen 1984: 160). Esimerkiksi jätevedet vaikuttavat suoraan ja heikon puskuriyvyn vesistöissä myös helposti, happamuusasteeseen. Myös happosateet voivat aiheuttaa huomattavia muutoksia vesistöjen eliöihin. Useat vesieliöt eivät kykene elämään tällaisissa happamuusoloissa, sillä ne ovat sopeutuneet elämään pH-alueella 6,0–8,0 (Särkkä 1996: 60; Oravainen 1999: 12). Jo 4 pH:n paikkeilla suurin osa vesistön lajistosta kuolee. Vesien happamuus lisääntyy etenkin voimakkaiden valumien aikana keväällä ja sadekausina (Heikkinen & Alasaarela 1988: 7).

2.5.2 Happipitoisuus ja redoxpotentiaali

Maderin ym. (2017: 10) mukaan happipitoisuus on yksi tärkeimpiä kenttämuuttujia, ja sen mittauksesta on tullut rutiinia vesitutkimuksissa. Mittayksikkönä on joko mg/l tai ml/l (Seppänen 1984: 170). Happipitoisuus on vesistöjen kemiallisten ja biologisten prosessien kannalta tärkeä tekijä (Särkkä 1996: 50; Mader ym. 2017: 10). Korkea happipitoisuus kertoo vesistön hyvästä kunnosta (Oravainen 1999: 4; Kannel ym. 2007). Hapen liukoisuus veteen riippuu osapaineesta, lämpötilasta ja veden sisältämien aineiden, kuten suolan pitoisuudesta

(Maatalousministeriö 1968: 5.1: Oravainen 1999: 4). Kylmään veteen liukenee enemmän happea kuin lämpimään veteen (Oravainen 1999: 4), siksi hapen määrä vesistöissä on loppukesästä pienimmillään (Maatalousministeriö 1968: 10). Usein biologiset prosessit hallitsevat vesien happitilannetta. Matalissa vesiekosysteemeissä on kuitenkin epäselvää, johtuuko vesistön happitilanne tuotannosta ja kulutuksesta vai sedimentin hapenkulutuksesta (Baxa ym. 2021). Selvitettäessä vesiekosysteemin pilaantumiskysymystä on mielekästä tarkastella hapen pitoisuutta, sillä happi on yhteyttämis- ja hajotustoiminnassa keskeisessä osassa (Seppänen 1984: 170).

Veden redoxpotentiaali eli hapetus-pelkistysaste (Eh) ilmaisee, kuinka hapettavaa tai pelkistävää vesi on tunnettuun standardiin verrattuna, ja sitä voidaan mitata potentiometrisesti voltteina (Saarinen 1981: 16; Jacob 1970; Husson 2013: 390). Redoxpotentiaalin merkitys kasvaa erityisesti silloin, kun happipitoisuus on alhainen tai kun happi on kulunut loppuun, jolloin happianalyysillä ei enää voida seurata vesistön tilaa (Särkkä 1996: 60). Redoxpotentiaalilla on tärkeä merkitys silloin, kun tutkitaan likaantuneiden vesistöalueiden pohjasedimenttiä. Se ei kuitenkaan sellaisenaan kerro vesistön tarkasta tilasta, vaan pidemminkin kuvastaa tiettyjen avainyhdisteiden runsautta (Särkkä 1996: 61).

Hapestä kyllästyneen järviveden redoxpotentiaali voi olla noin +520 mV (+25 °C lämpötilassa). Happipitoisuuden laskiessa redoxpotentiaali laskee, mutta riippuvuus ei ole täysin mutkaton, sillä redoxpotentiaaliin vaikuttaa muun muassa pelkistyneiden aineiden määrä. Redoxpotentiaalin arvo voi laskea negatiiviselle puolelle jopa -250 millivolttiin asti. Redoxpotentiaalin alentuessa tietyt yhdisteet muuttuvat toisiksi (taulukko 1) (Särkkä 1996: 60). Redoxpotentiaali riippuu happamuudesta, ja se lasketaan aina vastaamaan pH 7:ää (Särkkä 1996: 60). Useat käytännön redoxpotentiaalin mittaukset ovat osoittaneet, että pH 7:ään korjatun redoxpotentiaalin laskiessa alle +230 mV, veteen liunneen raudan pitoisuus alkaa kohota (Saarinen 1981: 16).

Taulukko 1. Redoxpotentiaalin alentuessa tapahtuvat yhdistemuutokset (Särkkä 1996: 60).

Eh-arvon muutos (mV)	Kemiallinen/biologinen tapahtuma
+520	Järvivesi on hapella kyllästettyä
+400–500	Nitraatti (NO ₃) muuttuu tyypidioksidiksi (NO ₂)
+350–400	Tyypidioksidi (NO ₂) muuttuu ammoniumtypeksi (NH ₄)
+200–300	Raudan ferriyhdiste (Fe ⁺⁺⁺) muuttuu raudan ferroyhdisteeksi (Fe ⁺⁺)
+60–100	Rikkiatrioksidi (SO ₃) muuttuu rikiksi (S)
-150	Rikkivetyä (H ₂ S) alkaa vapautua pohjasedimentistä
-250	Metaania (CH ₄) alkaa vapautua pohjasedimentistä

Pohjasedimentin ja veden kosketuspinnan tapahtumille +200mV:n redoxpotentiaali on kriittinen raja-arvo (Håkanson & Johansson 1983: 247). Liukenemattomat ferriyhdisteet (Fe^{+++}) pysyvät sedimenttiin sitoutuneena, kun sedimentin pinnan redoxpotentiaali on yli 200 mV. Jos redoxpotentiaali laskee 200 mV:n alapuolelle, ferriyhdisteet muuttuvat ferroyhdisteiksi (Fe^{++}) ja liukenevat veteen. Liukenevan ferroraudan mukana liukenevat monet muutkin aineet, kuten fosfori, pohjasedimentistä veteen. Tällöin seurauksena voi olla äkillinen rehevöitymisen kiihtyminen, mikäli vesistön minimiravinteena on ollut fosfori (Särkkä 1996: 61–62).

2.5.3 Kiintoaine ja hehkutushäviö

Kiintoaineen määrällä kuvataan vedessä olevaa hiukasmaista ainesta (Bilotta & Brazier 2008: 2851). Se sisältää sekä orgaanista ainesta, kuten kuollutta kasviainesta, että epäorgaanista ainesta, kuten savea (Seppänen 1984: 201). Kiintoaineen määrittäminen tehdään suodattamalla tietty vesimäärä suodattimen läpi (Oravainen 1999: 9). Suodattimen huokoskoko vaikuttaa ratkaisevasti kiintoainemäärityksen tulokseen, ja se on aina ilmoitettava tuloksen yhteydessä (Seppänen 1984: 201). Kiintoaineen suodattamiseen on olemassa monenlaisia suodattimia. Yksi suodattimista on ennen standardina käytetty Whatman GF/C, jonka huokoskoko on 1,2 μm . Whatman-suodattimen sijaan luonnonvesille soveltuvat nykyisin paremmin huokoskooltaan 0,45 μm olevat kalvosuodattimet (Hirvikallio ym. 1979: 63), sillä kiintoaine on raekooltaan suurempaa kuin 0,45 μm . Tätä raekokoa hienompi aines kulkeutuu vedessä humusaineena ja liuenneena. Kukkosen (2012: 32) mukaan kiintoainepitoisuuden hiukkasten kokojakauma eri näytteissä voi vaihdella suuresti. Sen vuoksi eri huokoskoon suodattimilla saatujen tulosten välillä ei ole korrelaatiota eli minkäänlaisia muuntokertoimia ei voida luoda suodatintyyppien välille (Kukkonen 2012: 32).

Kiintoainekuormitus lisää vesistön samentumista, liettymistä sekä umpeenkasvua (Tattari ym. 2015: 9). Kukkosen (2012: 32) mukaan kiintoaineen määrää lisäävät kaikki maan pintaa rikkovat toimet, kuten kunnostusojitus ja maanmuokkaus. Joensuu ym. (1999) vertailivat vesistöjä, joihin osaan valumavedet tulivat ojitetuilta ja osaan ojittamattomilta alueilta. Näistä ensimmäisten vesistöjen (vedet ojittamattomilta alueilta) kiintoainepitoisuus oli noin 4–5 mg/l ja toisten vesistöjen (vedet ojitetuilta alueilta) keskimäärin 46 mg/l ojituksia seuranneen 1–3 vuoden aikana. Kiintoainepitoisuuteen vaikuttavat lisäksi alueen geologia, merivesi ja ihmistoiminta (Rusydi 2017: 1): sen pitoisuutta lisäävät jätevesikuormitus, runsas biomassa (levät) tai eroosion kuljettama aines (savisamennus) (Oravainen 1999: 9).

Kiintoaineen kulkeutuminen on Suomessa luontaisesti vähäistä pienien korkeuserojen ja eroosiolta suojaavan kasvillisuuden, erityisesti metsän, runsauden vuoksi (Turunen ym. 2019: 12). Pizarro ym. (2013) tutkimuksessaan toteavat, että sademäärien vaihtelusta johtuvat virtaamamuutokset vaikuttavat kiintoainepitoisuuksiin. Kiintoaineen määrä virtaavassa vedessä on suurempi kuin seisovassa vedessä (Maatalousministeriö 1968: 8.2). Jäiden lähtöaikaan kiintoaineen pitoisuudet ovat suurimmillaan, sillä kevättulvan aikana veden virtausnopeus kasvaa ja uomien pohjalle kerääntynyt aines lähtee liikkeelle. Uoman pohjan ja rantojen puhdistuttua helposti irtaavasta aineksesta kiintoainepitoisuus pienenee (Seuna & Vehviläinen 1986: 232, 234). Kortelaisen ym. (2003: 19) tutkimuksen mukaan metsäisten, likimain luonnontilaisten valuma-alueiden valumavesien kiintoainepitoisuus on pientä. Sen sijaan maatalousvaltaisilla valuma-alueilla valumavesien kiintoainepitoisuudet ovat suurempia (Vymazal & Březinová 2018). Metsätalouden vuoksi myös metsäiset valuma-alueet voivat lisätä kiintoaineen kulkeutumista huomattavasti muutaman seuraavan vuoden ajaksi metsien hakkuista, muokkaamisista ja ojituksista (Mattila 2005: 141).

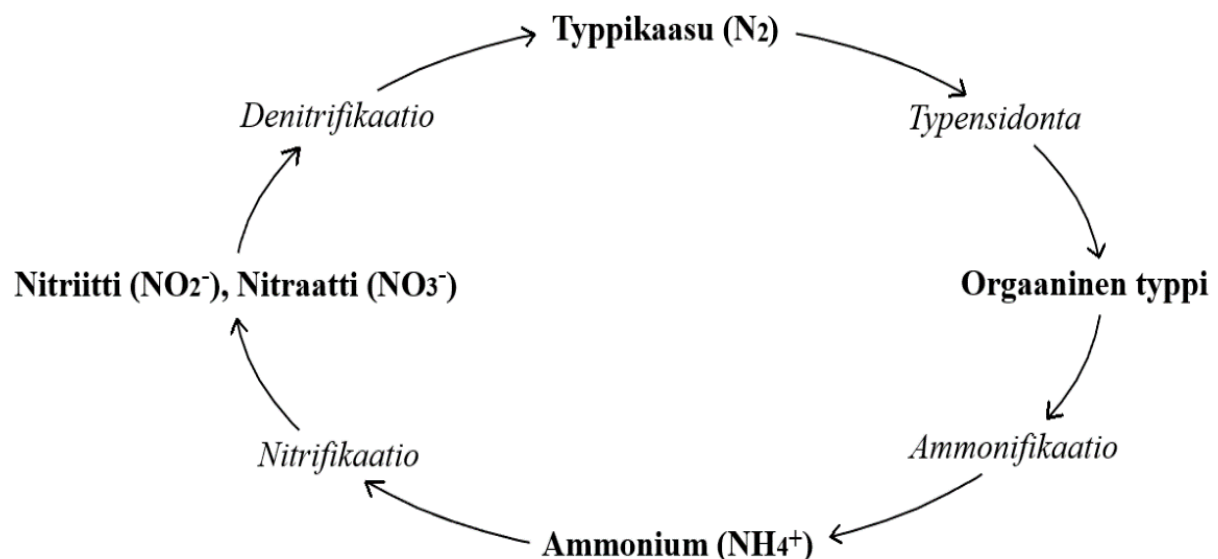
Ylimääräinen kiintoaine on vahingollista ekosysteemissä. Kiintoaineen sedimentaatio on luonnollista, mutta se muuttuu haitalliseksi, jos sitä esiintyy liikaa luonnonhuuhtoumaan nähden. Runas kiintoaineen määrä värjää veden sameaksi. Värjäytymisellä on vaikutusta paitsi vesistön virkistyskäyttöarvoon, myös eliöyhteisöihin sekä ekosysteemien toimintaan (Turunen ym. 2019: 29). Orgaanisten aineiden kokonaismäärä määritetään tyypillisimmin hehkutushäviöllä (Hoogsteen ym. 2015).

2.5.4 Kasviravinteet typpi, fosfori ja hiili

Kasviravinteet toimivat useimmiten valaistuksen ja lämpötilan ohella vesistöjen tuotannon suuruutta säätelevinä minimitekijöinä. Kasviravinteet kulkeutuvat vesistöihin pääasiassa ympäröivien alueiden maaperästä (Särkkä 1996: 63). Parker ym. (2012: 574) tutkimuksessaan toteavat, että ravinteiden määrä kasvaa tyypillisesti väestön ja maatalouden lisääntyessä vesistön valuma-alueella. Typpi on yhdessä fosforin ja hiilen kanssa keskeisimpiä vesistöjen ravinteita. Erilaisten ravinteiden kierto on mahdollista vain eliöiden toiminnan seurauksena (Kuusisto & Seppänen 1986b: 284). Nämä ravinteet aiheuttavat rehevöitymistä ja ovatkin usein luonnonvesien pilaantumisen taustalla (Gross & Boyd 1998: 300). Siksi rehevöitymisen arvioimiseen käytetään parametreja kuten kokonaisfosforia (TP) ja -tyypeä (TN) (Yang 2008: 197).

Vesistöt ovat joko fosfori- tai typpirajoitteisia (Correll 1999; Howarth & Marino 2006). Ravinnerajoitteisuutta voidaan arvioida erilaisilla suhdeluvuilla. Mineraaliravannesuhde (($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{23}\text{-N}$): $\text{PO}_4\text{-P}$) kuvaa leville välittömästi käyttökelpoisten ravinteiden suhdetta. Sitä pidetään kokonaisravannesuhtetta herkempänä ravinteiden rajoittavuuden kuvaajana. Mineraaliravannesuhteen ollessa säännöllisesti yli 12, fosforin katsotaan rajoittavan levätuotantoa. Kun suhde on alle 5, typpi on todennäköisemmin minimiravinne. Mikäli suhde on 5–12, molemmat ravinteet ovat potentiaalisia minimiravinteita. Kokonaisravannesuhde (TN: TP) kuvaa kaikkia veden typpi- ja fosforivaroja. Suhdeluvun ollessa yli 17, fosforin on arvioitu rajoittavan leväkasvua ja mikäli se on alle 10, typpi on potentiaalinen minimiravinne (Pietiläinen & Räike 1999: 11).

Typeä esiintyy vesistöissä liuenneina, liukenemattomina tai kolloidisina (ympäröivään väliaineeseen sekoittuneina) orgaanisina yhdisteinä tai liukoisina epäorgaanisina yhdisteinä: ammoniakkinä (NH_3), ammonium- (NH_4^+), nitraatti- (NO_3^-) tai nitriitti-ioneina (NO_2^-) sekä alkuaineina (Maatalousministeriö 1968: 11.1). Typen kierto (kuva 3) on lähes yksinomaan mikrobitoiminnan aiheuttama: kierron eri vaiheiden nopeus ja suunta on riippuvainen kussakin vaiheessa toimivien mikrobien ja ympäristön keskinäisestä vuorovaikutuksesta (Seppänen 1984: 97; Kuusisto & Seppänen 1986b: 284).

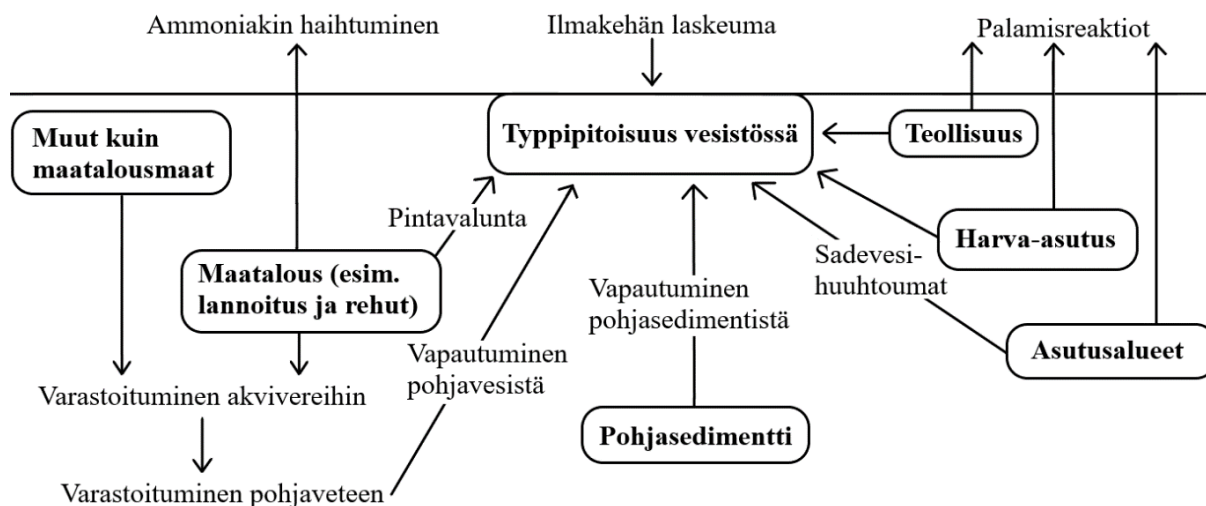


Kuva 3. Typen kierto luonnossa (Stein & Klotz 2016).

Kierron alussa ilmakehässä oleva typpi (N_2) sitoutuu eliöille sopivaan muotoon (Kadlec & Wallace 2009: 284). Seppäsen (1984: 101) mukaan eliöiden hyödyntämä typpi päättyy orgaaniseksi typeksi eli eloperäiseen ainekseen sitoutuneeksi typeksi, josta se ammonifikaatio prosessin kautta vapautuu uuden tuotannon käyttöön. Ammonifikaatiossa kuolleista ja hajoavista soluista vapautuu ammoniumia (Kadlec & Wallace 2009: 277). Tehokas ammonifikaatio takaa, että epäorgaanista, ravinteeksi kelpaavaa typpeä on aina riittävästi uuden tuotannon käytettävissä (Seppänen 1984: 101). Kierron seuraavassa prosessissa, nitrifikaatiossa, ammoniumtyppi muuttuu nitriitti- (NO_2-N) ja nitraattitypeksi (NO_3-N) (Kadlec & Wallace 2009:279). Viimeisessä typen kierron vaiheessa, denitrifikaatiossa, nitraattityppi pelkistyy typpikaasuksi, joka vapautuu ilmaan. Denitrifikaatio on mahdollista vain hapettomassa tilassa ja sen avulla typpeä poistuu vesistöstä (Seppänen 1984: 90, 95, 107–108).

Ympäristön olosuhteiden muuttuessa epäedulliseksi jollekin kiertoon osallistuvalla mikrobiryhmälle, voi tämä osa kierrosta hidastua tai jopa pysähtyä kokonaan (Seppänen 1984: 97; Kuusisto & Seppänen 1986: 284). Tästä seuraa typen tietyn muodon pitoisuuden nousu vedessä (Seppänen 1984: 97). Esimerkkinä epäedullisesta ympäristön muuttumisesta on veden happipitoisuuden muutos. Kun vedessä on happea, typen epäorgaaniset yhdisteet pyrkivät muuttumaan hapettuneisiin muotoihin. Hapettomissa olosuhteissa hapettuneet typpiyhdisteet taas pelkistyvät. Täten veden korkeat ammoniumpitoisuudet saattavat johtua siitä, että ammoniumin hapetus on estynyt (Seppänen 1984: 97; Kuusisto & Seppänen 1986: 284).

Kokonaistyppi (TN) ilmaisee veden sisältämän typen kokonaismäärän eli orgaanisen typen, ammoniakin, ammoniumtypen sekä nitriitti- ja nitraattitypen määrän (Maatalousministeriö 1968: 11.1; Seppänen 1984: 205). Kokonaistypen määrä kertoo veden biologisiin tapahtumiin käytettävissä olevan typen määrän (Maatalousministeriö 1968: 11.2). Kuvassa 4 on esitelty typen pääasialliset kuormituslähteet (Ibisch ym. 2016). Rantakarin ym. (2004: 686) mukaan Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun vesistöjen kokonaistyyppipitoisuuden keskiarvo on heidän tutkimukseensa valikoituneilla vesistöillä $335 \mu g/l$ ja alle $1 km^2$ kokoisten vesistöjen $450 \mu g/l$. Maksimipitoisuudet ajoittuvat kevätylivalumaan ja runsassateisiin kausiin. Typpipitoisuus vaihtelee luontaisesti niin, että alimmat arvot saavutetaan loppukesällä ja korkeimmat talvikaudella (Oravainen 1999: 20). Vesistön rehevyys voidaan luokitella kokonaistyyppipitoisuuden perusteella karusta erittäin reheväksi (taulukko 2) (Forsberg & Ryding 1980; Nürnberg 1996).



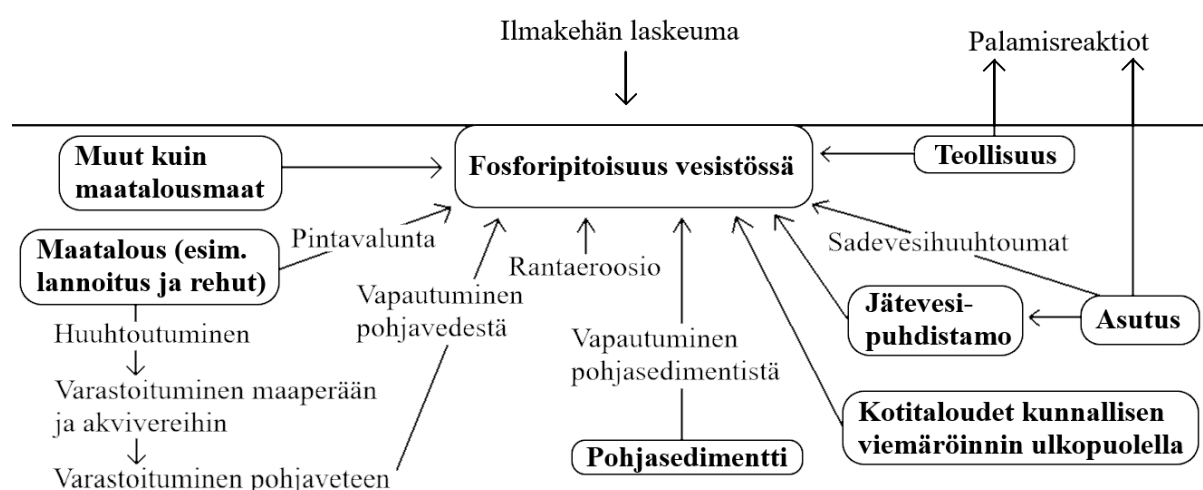
Kuva 4. Typen kuormituslähteet ja kuormitusreitit (Ibisch ym. 2016).

Taulukko 2. Kokonaistypen mukainen rehevyysluokitus (Forsberg & Ryding 1980; Nürnberg 1996).

Rehevyysluokitus	Forsberg ja Ryding ($\mu\text{g/l}$)	Nürnberg ($\mu\text{g/l}$)
karu	<400	<350
lievästi rehevä	400–600	350–650
rehevä	600–1500	651–1200
erittäin rehevä	>1500	>1200

Ammoniumtypen ($\text{NH}_4\text{-N}$) määrään vaikuttavat ammonifikaatio, sadeveden, kaukovalunnan, pohjavesien ja rantavalunnan tuoma typpi ja nitraatin pelkistymisen (Seppänen 1984: 55). Ammoniumtyppi on yksi merkittävimmistä pohja- ja pintaveden saastuttajista. Hapettomissa olosuhteissa typpi esiintyy ammoniumina (Oravainen 1999: 20). Luonnollinen ammoniumtypen määrä on alhainen, mutta esimerkiksi eläinten lanta (Puckett 1995: 410), peltojen typpilannoitteet ja tiheä ihmisasutus (Vu ym. 2017: 612–613), voivat nostaa pitoisuutta suuremmaksi. Suomessa ammoniumtypen keskimääräinen pitoisuus on $24 \mu\text{g/l}$ (Särkkä 1996: 67). Yli $100 \mu\text{g/l}$ pitoisuudet vaativat vähähappisia olosuhteita tai jätevesikuormitusta. Nitriittiä ei yleensä esiinny luonnonvesissä yli $10 \mu\text{g/l}$ (Oravainen 1999: 20–21). Myös nitraattipitoisuudet ovat pieniä. Nitraatin pitoisuus voi olla loppukesällä päällysvetessä olematon (alle $5 \mu\text{g/l}$), sillä avovesiaikaan levät ottavat nitraatin käyttöönsä (Oravainen 1999: 20). Kuitenkin keskimääräinen nitraattityypen määrä Suomen vesistöissä on $92 \mu\text{g/l}$ (Särkkä 1996: 67).

Oravaisen (1999: 17) mukaan kokonaisfosforipitoisuus (TP) ilmaisee vedessä olevan fosforin kokonaismäärän. Kokonaisfosfori on tärkeä vesistöjen rehevyyden arvioimisessa, sillä sen rooli rehevöitymisen aiheuttajana on lisääntynyt antropogeenisten fosforilähteiden lisääntyessä (Kleinman 2011: 170). Merkittävimmät fosforin kuormituslähteet ovat maatalous, kuten lannoitus, teollisuus, ihmisasutus (jätevedet) sekä ilmakehän laskeumat (kuva 5) (Kronvang ym. 2009: 1925). Vesistöön kulkeutunut fosfori liittyy välittömästi biologiseen kiertoon (Seppänen 1984: 148). Fosforia esiintyy sisävesissä liuenneena fosfaattifosforina, liuenneena orgaanisena fosforina sekä hiukasmaisessa muodossa. Tämän lisäksi fosforia on myös pohjasedimentissä. Suomen vesistöjen kokonaisfosforipitoisuus on virtahavaintopaikoissa noin 60 µg/l ja seisovissa vesissä 23 µg/l (Särkkä 1996: 64–65). Nürnbergin (1996) maailmanlaajuisen 241 järven tutkimuksen perusteella kokonaisfosforipitoisuus oli keskimäärin 15 µg/l. Vesistön rehevyys luokitellaan kokonaisfosforipitoisuuden perusteella karusta ylireheväksi (taulukko 3) (Oravainen 1999: 17; Nürnberg 1996).



Kuva 5. Fosforikuormituksen lähteet (Kronvang ym. 2009: 1925).

Taulukko 3. Rehevyysluokitus kokonaisfosforipitoisuuden (µg/l) perusteella (Nürnberg 1996; Oravainen 1999: 17).

Rehevyysluokitus	Oravainen (µg/l)	Nürnberg (µg/l)
karu	<10	<10
lievästi rehevä	11–20	11–30
rehevä	21–50	31–100
erittäin rehevä	51–100	
ylirehevä	>100	>100

Kuormituslähteistä huuhtoutuva liukoinen fosfori voi sitoutua kiintoaineeseen muodostaen partikkelimaista fosforia (Sandström ym. 2020: 2). Rehevöitymisen kannalta on oleellista, liukeneeko fosfori maahiukkasista veteen vai sedimentoituu se. Tiukasti kiintoaineeseen sitoutunut fosfori sedimentoituu kiintoaineen mukana vesistön pohjalle, jolloin välittömät vaikutuksen jäävät vähäisiksi. Fosforin ollessa löyhemmin sitoutunut, se voi edullisissa hapetuspelkistysolosuhteissa vapautua leville käyttökelpoiseksi (Seuna ym. 1986: 396).

Seunan ym. (1986: 396) mukaan valumavesien fosforin hyväksikäyttöä suomalaisissa järvissä rajoittaa veden lämpötila, sillä kevättulvien tuoma fosforikuormitus tulee vesistöihin 1–1,5 kuukautta ennen kuin vesi on lämpötilaltaan leville suotuisaa. Jos maahiukkasiin sitoutuneen fosforin vapautuminen leville käyttökelpoiseen muotoon edellyttää levien samanaikaista läsnäoloa, keväisellä kuormituksella on vain pieni vaikutus levien kasvuun, sillä lähes kaikki maahiukkaset kerkeävät sedimentoitua vesistön pohjalle ennen kuin vesi on lämmennyt leville kasvulle sopivaksi (Seuna ym. 1986: 396). Vapautuakseen sedimentistä sitoutuneen fosforin täytyy ensin muuttua liukoiseen muotoon. Nämä prosessit ovat riippuvaisia sedimentin hapetus-pelkistysolosuhteista siten, että aerobisissa prosesseissa fosforia sitoutuu ja anaerobisissa sitä vapautuu (Palomäki 2001: 6).

Särkän (1996: 64) mukaan kasviplankton, ja korkeammat vesikasvit voivat hyödyntää ainoastaan fosfaattimuodossa olevaa fosforia ($\text{PO}_4\text{-P}$), ja siksi talven jälkeiset fosfaattimäärät ratkaisevat keväällä muodostuvan kasviplanktonin määrän. Kasviplankton on myöhemmin kesällä varsin riippuvainen kasviplanktonia syövien eläinten erittämästä ja päällysvedessä hajoavasta kasviplanktonin vapauttamasta fosforista. Eläinplanktonin kautta tapahtuva kierto on usein fosforin tärkein lähde rehevissä järvissä. Pohjasedimentistä kesällä tuleva fosforin täydennys on tärkeää etenkin matalissa järvissä (Särkkä 1996: 64–65). Vaikka kokonaisfosforipitoisuus voi vaihdella suuresti vesistöissä, fosfaattifosforia ei tuotantokaudella päällysvedestä juuri löydy, koska levät käyttävät sen välittömästi hyödykseen (Oravainen 1999: 19). Fosfaatteja on yleensä enemmän virtaavissa vesissä ja pohjavedessä kuin järvivedessä. Fosfaattifosforia esiintyy Suomen vesistöissä keskimäärin $4 \mu\text{g/l}$ (Särkkä 1996: 64–65). Doddsin (2002: 257) mukaan fosfaattifosforinpitoisuus on alhainen, usein vain noin $1 \mu\text{g/l}$.

Valumavesien mukana huuhtoutuu typen ja fosforin lisäksi myös hiiltä. Laudonin ym. (2004: 223) mukaan orgaanisella hiilellä on tärkeä rooli pintavesien monissa biogeokemiallisissa prosesseissa. Orgaaninen aines on oleellinen pintavesien laatuun vaikuttava tekijä. Se säätelee muun muassa veden väriä, vesistön lämpötilaa,

valaistusolosuhteita, perustuotantoa, ravintoketjuja, happamuutta, ravinteisuutta, metallien ja haitallisten aineiden kulkeutumista sekä hiilen kiertoa. Orgaaninen aines on peräisin eliöiden ja mikrobien elintoiminnoista. Sarkkolan ym. (2014: 5) mukaan orgaaninen aines sisältää hiiltä, mikä erottaa sen epäorgaanisesta ainesta. Suomen kylmä ilmasto ja tasainen topografia tarjoavat loistavat olosuhteet orgaanisen aineksen kertymiselle vesistöihin (Kortelainen ym. 2004: 65). Kortelaisen ym. (2004: 68) mukaan hiiltä kertyy pieniin, mataliin vesialtaisiin enemmän kuin syviin järviin. Emäksisissä olosuhteista hiili voi olla rehevissä vesistöissä tuotantoa rajoittava tekijä, siinä missä typpi tai fosfori (Eloranta 2005: 26).

Tavallisesti hiilipitoisuus vesistössä mitataan orgaanisena kokonaishiilenä (TOC) tai liuenneena orgaanisena hiilenä (DOC), riippuen siitä, onko partikkelimainen orgaaninen hiili (POC) suodatettu vesinäytteestä. Partikkelimaista orgaanista hiiltä päätyy vesistöihin esimerkiksi turvemaiden metsäojituksista, kun virtaava vesi irrottaa turveainesta ojien reunamilta ja pohjista sekä turvetuotantoalueilta (Sarkkola ym. 2014: 5). Liuennut orgaaninen hiili voi olla peräisin esimerkiksi soilta (Kortelainen ym. 2004:70) tai maatalouden lannoitteista (Luo ym. 2019: 1876). Liuennut orgaaninen aines on suurimmaksi osaksi peräisin valuma-alueelta, ja pienempi osa vesistön omasta perustuotannosta ja hajotuksesta (Sarkkola ym. 2014: 5). Kevään lumien sulaminen huuhtoo hiiltä veteen ja lisää liuenneen orgaanisen hiilen määrää vesistössä. Kesällä levien kasvu yhdistettynä vähentyneeseen valumaan lisää DOC-pitoisuutta (Thurman 1975: 7). TOC- ja DOC-pitoisuudet korreloivat positiivisesti virtaaman kanssa (Mulholland ym. 1990: 11). Hiilen pitoisuuksien kausivaihtelut seuraavat usein virtaaman kausivaihtelua (Kortelainen ym. 2004: 64). TOC-pitoisuus Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun alueella on Rantakarin ym. (2004: 686) mukaan 7,4 mg/l.

Liuennut orgaaninen hiili on viimeisimpinä vuosikymmeninä ollut tutkimuksen kohteena, sillä vesistöjen DOC-arvot ovat muuttuneet. Muutokset ovat huolestuttavia, koska ne ovat merkityksellisiä vesiekosysteemien toiminnassa (Pagano ym. 2014). Liuennut orgaaninen hiili toimii heterotrofisten mikrobien (mikrobien, jotka tarvitsevat ravinnokseen orgaanista ainetta) energianlähteenä ja edistää korkeampien trofisten tasojen tuottavuutta. Lisäksi sillä on tärkeä rooli epäorgaanisten ravinteiden saatavuuden säätelemisessä kasveille ja heterotrofisille mikrobeille sopivaksi. Se myös vaikuttaa voimakkaasti epäpuhtauksien liikkuvuuteen ja biologiseen herkkyyteen. Liuenneella orgaanisella hiilellä on tärkeä rooli myös pintavesien happamoitumisessa. (Mulholland ym. 1990: 2). Pohjavesien ja merivesien liuenneen hiilen määrä on luokkaa 0,5 mg/l, ja turvemaiden vesien jopa yli 30 mg/l. Suolta peräisin olevien vesien pitoisuudet voivat vaihdella 10 mg/l jopa 60 mg/l (Kortelainen 2004: 63).

2.6 Mahdolliset suojele- ja kunnostustoimet

Kedon ym. (2004: 98) mukaan vesistöjen suojele- ja kunnostusprojektit ovat monipuolisia niiden erilaisten tapauskohtaisten lähtökohtien, tavoitteiden ja käytettävissä olevien resurssien vuoksi (taulukko 4). Vesiensuojelussa on otettava huomioon vesistön ominaisuudet, ja vesistön suojeletoimet on johdettava vesistöstä käsin. Tämä tarkoittaa sitä, että vesistön tilan parantaminen tai säilyttäminen on ensisijaista ja käytetty menetelmä toissijaista (Lappalainen & Hertell 1990: 33). Vesistön kunnostamisella tarkoitetaan suoraan vesistöön kohdistuvia kunnostustoimenpiteitä. Kunnostuksen tavoitteena on yleensä veden laadun parantaminen tai vesisyvyyden lisääminen virkistyskäyttöarvon nostamiseksi. Kunnostus on eräs vesiensuojelun keinoista, mutta siihen ei sisälly valuma-alueella tehtäviä vesiensuojelutoimenpiteitä, kuten erilaisen haja- tai pistekuormituksen vähentämistä. Riittävän pieni ulkoinen kuormitus on kuitenkin kunnostuksen onnistumisen edellytys (Lehtoranta 2005: 9). Vesistö voi palautua jopa lähes ennalleen, kun ravinnelähteet on voitu paikantaa ja niiden kuormitusta on vähennetty (Carpenter 2005). Tästä syystä suojeletoimenpiteiden tehokas kohdentaminen vaatiikin ravinnekuormitusta aiheuttavien lähteiden tuntemisen (Frisk ym. 2007: 30).

Taulukko 4. Kunnostusmenetelmien soveltuvuus (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010: 48).

Kunnostusmenetelmien soveltuvuus kunnostukselle asetettujen tavoitteiden mukaan		Kunnostusmenetelmä							
		Ulkoinen kuormituksen vähentäminen	Hoitolaskutus	Petokalakantojen hoito	Hapetus	Vesikasvien niitto	Ruoppaus	Fosforin kemiallinen saostus	Vedenpinnan nosto
Kunnostuksen tavoite	Levähaittojen vähentäminen	X	X	X				X	
	Kalaston koostumuksen ja laadun parantaminen	X	X	X	X				
	Ravinnepitoisuuden pienentäminen	X	X					X	
	Hapettomuuden estäminen	X			X				
	Sisäisen kuormituksen vähentäminen	X	X		X				
	Veden vaihtuvuuden edistäminen					X	X		
	Veneille pääsyn ja rantautumisen helpottaminen					X	X		
	Lintujen pesimisen helpottaminen	X				X			X
	Riistalintujen elinolojen parantaminen	X	X			X	X		X
	Luonnon monimuotoisuuden edistäminen	X	X			X	X		

Lehtorannan (2005: 9) mukaan maa- ja metsätaloudesta sekä haja- ja loma-asutuksen jätevesistä aiheutuvan kuormituksen vähentämistoimia toteutetaan usein kunnostushankkeiden yhteydessä alueen maanomistajien kanssa yhteistyössä. Nykyinen kunnostusajattelu tähtää koko valuma- aluetta koskevaan vesien hoitoon, ja sitä tukevat myös vesipolitiikan puitedirektiivistä johdettava kansallinen lainsäädäntö ja suunnittelukäytäntö. Vesistön hoidolla tarkoitetaan kunnostusta pienimuotoisempia toimenpiteitä, jotka voidaan toistaa vuosittain, kuten kalastuksen ohjausta roskakalakannan pitämiseksi kurissa tai pienimuotoista vesikasvillisuuden poistoa. Hoito voi käsittää myös ulkoista kuormitusta estäviä ja vähentäviä toimenpiteitä etenkin lähirannoilla. Kunnostuksen jälkeiset vesistön hoitotoimenpiteet ovat tärkeä osa koko kunnostushanketta, koska niiden tavoitteena on täydentää tai ylläpitää kunnostuksella saavutettua tilaa (Lehtoranta 2005: 9).

Pistekuormituksen vähentämiseen on Suomessa voitu tehokkaimmin puuttua, sillä vesilaki on antanut siihen hyvät mahdollisuudet. Muun ulkoisen kuormituksen rahoittaminen on osoittautunut käytännössä huomattavasti vaikeammaksi, sillä haitan aiheuttajaa on ollut monesti vaikeaa osoittaa (Lappalainen & Hertell 1990: 33). Usein jätevesien purkupaikan siirtäminen pois vesistöstä tai kuormituksen oleellinen vähentäminen ei ole saanut aikaan vesistössä haluttua muutosta. Yleensä tämä johtuu hajakuormituksesta ja vesistön pohjasta vapautuvista ravinteista eli sisäisestä kuormituksesta (Lakso & Alasaarela 1990: 23). Useimmiten kunnostuksen tarpeessa ovat pienet tai pienehköt vesistöt, ja niiden kunnostuksen tavoitteet liittyvät yleensä virkistyskäyttöarvon parantamiseen. Aloitteet tulevat rantojen vakituisilta ja vapaa-ajan asukkailta, kun veden tai pohjan laatu, vesistön mataluus tai vesikasvusto rajoittavat järven soveltuvuutta muun muassa uimiseen ja virkistyskalastukseen (Lehtoranta 2005: 9).

2.6.1 Toimet valuma-alueella

Vesistön kunnostuksessa päätavoitteena on usein vähentää ulkoista kuormitusta riittävän alhaiselle tasolle tulosten saavuttamiseksi. Käytännössä tämä vaatii monenlaisia toimia valuma- alueella (Keto ym. 2004: 94). Mattilan (2005: 142) mukaan hajakuormituksen vähentämisen lähtökohtana on ensisijaisesti estää hajakuormituksen syntyminen ja toissijaisesti pyrkiä pitämään kuormitus mahdollisimman lähellä kuormituslähdettä. Ulkoinen kuormitus on saatava alittamaan vesistön sietorajat ennen sisäisiin kuormitustekijöihin puuttumista, sillä mikäli ulkoista kuormitusta ei ensin saada pienenemään merkitsevästi, eivät vesistön sisäiset

kunnostustoimenpiteet ole vaikutukseltaan pysyviä (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 69). Mahdollisia kunnostustoimia hajakuormituksen vähentämiseksi ovat muun muassa puskurivyöhykkeet, laskeutusaltaat, kosteikot, biosuodatusjärjestelmät ja bioreaktorit.

Puskurivyöhyke eli suojavyöhyke on leveä yhtenäinen alue vesistön ja viljellyn peltoalueen välillä, jota peittää monivuotinen kasvusto suojaviljaa, nurmea tai viherkesantoa (Mattila 2005: 144). Se on yksi keino estää ravinteita huuhtoutumasta peltomailta vesistöihin. Vyöhykkeiden on kuitenkin oltava vähintään 15 metriä leveitä, jotta niistä on hyötyä aineiden huuhtoutumisen estämisessä (Keto ym. 2004: 96). Suojavyöhykkeet pidättävät tehokkaasti maa-aineksen ja ravinteiden kulkeutumista pelloilta vesistöihin (Mattila 2005: 144). St-Hilaire ym. (2016: 282) tutkimuksessaan toteavat, että myös metsätalousalueiden ja vesistöjen välille on hyvä jättää puskurivyöhykkeitä. Maatalousalueille voidaan myös jättää tai luoda laskeutusaltaita, joihin sade- ja sulamisvesien mukanaan huuhtoutumat ainekset ja ravinteet jäävät (Keto ym. 2004: 96). Laskeutusaltaiden toiminta perustuu virtausnopeuden hidastamiseen, jolloin veden mukanaan kuljettamat kiintoainepartikkelit laskeutuvat altaan pohjalle (Mattila 2005: 146). Laskeutumisaltaat poistavat hyvin kiintoainetta (Kadlec & Wallage 2009: 203).

Erilaiset kosteikot ja siihen verrattavat rakenteet ovat myös tärkeitä kunnostusmenetelmiä, sillä ne pidättävät vesistä muun muassa ravinteita (Li ym. 2018). Lisäksi ne myös tasaavat tulvahuippuja sekä säiden ääriolosuhteiden vaikutuksia (Karhunen 2007: 7). Ravinteiden pidättyminen kosteikkoihin voi tapahtua kahdella eri tavalla: ravinteet laskeutuvat avovesipintaisen kosteikon pohjaan kiintoaineen mukana tai ravinteet poistuvat kosteikosta sen maaperässä ja kasvillisuudessa tapahtuvien kemiallisten, biologisten tai fysikaalisten prosessien kautta (Karhunen 2007: 7).

Biosuodatusjärjestelmät ovat suositeltuja ja yhä suositumpia hulevesien hallintamenetelmiä. Niiden toiminta perustuu veden suodattamiseen tiheän kasvillisuuden läpi, jota sittemmin seuraa suodatus maarakenteiden läpi. Tällöin hulevesistä poistuu haitallisia aineita pääasiassa mekaanisten, biologisten ja kemiallisten prosessien kautta. Aiemmat tutkimukset ovat osoittaneet, että biosuodatus poistaa vedestä hyvin raskasmetalleja ja vähentää fosforipitoisuutta. Typen, erityisesti nitraatin, väheneminen on kuitenkin tapauskohtaista (Hatt ym. 2009: 310). Kasvipeitteinen biosuodatusjärjestelmä suodattaa Hendersonin ym. (2007) mukaan parhaiten typpeä (63–77 %) ja fosforia (85–94 %). Kasvipeitteinen biosuodatin toimiikin paremmin ravinteiden poistossa kuin kasvipeitteettömät biosuodattimet. Hattin ym.

(2009) tutkimuksessa biosuodatusjärjestelmien osoitettiin vähentävän virtaamahuippuja vähintään 80 prosentilla.

Bioreaktorit käsittävät laajan joukon joko nestemäistä tai kiinteään materiaaliin pohjautuvia reaktoreita, joissa hapellisissa tai hapettomissa oloissa mikrobiologiset prosessit poistavat jäte- tai hulevesistä ravinteita tai metalleja (Postila ym. 2021: 15). Bioreaktorit ovat varteenotettava vaihtoehto maatalouden sivutuotteiden, kuten lannan ja muiden orgaanisten jätteiden käsittelyssä. Huttusen ja Kuittisen (2011: 23) mukaan bioreaktorikäsittelyä puoltavat muun muassa paraneva hygienia, hajuhaittojen väheneminen ja taloudellinen hyöty. Denitrifikaatioon perustuvat esimerkiksi puuhakebioreaktorit ovat tehokas keino vähentää nitraattipitoisuutta esimerkiksi maatalouden valumasta (Christianson ym. 2012). Tällaiset puuhakebioreaktorit eivät vaadi myrkyllisiä kemikaaleja, sisätiloja tai edes sähköä toimiakseen (Pulkkinen ym. 2021: 2).

Lisäksi on joukko toimia, joilla voidaan vähentää huuhtoumia vesistöihin. Esimerkiksi metsäisillä vesistöalueilla tulee välttää maaperän tiivistämistä ja avohakkuuta (St-Hilaire 2016: 282). Kasvillisuuden säilyttäminen niin metsäisillä alueilla kuin pelloillakin on hyvä keino vähentää kuormitusta, sillä kasvillisuus vähentää pintavaluntaa ja sitä kautta valunnan mukana kulkeutuvien aineiden määrää (Seuna ym. 1986: 392; St-Hilaire 2016: 279). Puustisen ym. (2005) tutkimus osoittaa, että syksyn maanmuokkausten lopettamisella ja kasvillisuuden säilyttämisellä talven yli, vesistökuormitusta voidaan vähentää huomattavasti. Suurin osa eroosiosta ja fosforikuormituksesta maatalouden puolelta tuleekin juuri Suomessa kasvukauden ulkopuolella (Puustinen ym. 2007). Maatalouden huuhtoumien vähentämiseen voidaan vaikuttaa lisäksi rikkakasvien torjunta-aineiden ja lannoitteiden oikealla ajoituksella, mutta niiden käyttöä vesistöjen lähellä tulisi kuitenkin välttää (St-Hilaire 2016: 282). Seuna ym. (1986: 392) teoksessaan muistuttavat, että maatalouden harjoittaminen vesistön valuma-alueella aiheuttaa aina tietyn peruskuorman vesistölle, jota ei voida viljelyteknisin keinoin tai muiden toimien avulla poistaa.

2.6.2 Vesistöön ja veteen liittyvät toimet

Usein keskeinen kysymys vesistön kunnostuksessa on se, riittääkö vesistön kunnostamiseen pelkät ulkoiset toimenpiteet vai ovatko vesistön sisäiset toimenpiteet myös tarpeen (Schäuser & Chorus 2009: 1788). Lappalaisen ja Hertellin (1990: 33) mukaan ulkoisen kuormituksen rajoittamisen toimilla tehtävän vesiensuojelun lisäksi tarvitaan muitakin toimia. Näitä ovat

erityisesti vesistöissä toteutettavat kunnostustoimet, sillä vesistöjen tila riippuu kompleksisista (toisiinsa monitahoisesti kytkeytyvistä) luonnon tapahtumista. Vesistön sisäiset toimenpiteet sisältävät joukon vesistön veteen, pohjaan ja kasvillisuuteen sekä kalakantaan liittyviä toimenpiteitä.

Vesistön veden määrään ja -laatuun vaikuttavia toimenpiteitä on useita. Esimerkiksi vesistön vedenpinnan korkeutta voidaan nostaa erilaisin pohjapadoin tai -kynnyksin. Mohammadzadeh-Habilin ym. (2013) mukaan pohjapatoja on rakennettu pääasiassa tulvien hallintaan ja vedenpinnan säätelyyn. Vedenpinnan noston tavoitteena on usein estää yhdessä muiden kunnostustoimenpiteiden kanssa vesistön täydellinen umpeenkasvu. Toinen tavoite on edistää virkistyskäyttöä esimerkiksi saavuttamalla riittävä vesisyvyys uintia tai veneilyä varten (Lakso 2005: 227). Niemen ym. (2004: 23–24) mukaan vedenpinnankorkeuden säätelyllä pyritään saavuttamaan vesistöön suotuisimmat olosuhteet. Säätelyllä voidaan parantaa virkistys- ja kalastusolosuhteiden lisäksi veden laatua (Niemi 2004: 24). Vedenpinnan nostamisella kasvatetaan veden tilavuutta ja samalla matalimpiin kohtiin saadaan enemmän syvyyttä. Yleensä vedenpinnan tasoa nostetaan 20–30 cm (Keto ym. 2004: 98). Vedenpinnankorkeuden nostamisen lisäksi vesistöön voidaan johtaa myös lisävetä, jonka ravinnepitoisuus on pienempi kuin vesistön oma ravinnepitoisuus (Lappalainen 1990: 296), jolloin vesistön vedenlaatu voi ainakin hetkellisesti parantua. Veden säätelyllä on merkittävä rooli vesiresurssien hallinnassa (Niemi ym. 2004: 23).

Vesistön virkistyskäyttöä ja esteettisiä arvoja vähentää suuresti niiden täyttyminen sedimentistä (Smith 1972: 1). Ruoppaus on yksi vesistön pohjan kunnostustoimista. Se on toimenpide, jossa vesistön pohjalle kertynyt pohjasedimentti tai muun maa-aines poistetaan veden alta. Sen tavoitteena voivat olla niin vesisyvyyden ja -tilavuuden lisääminen, ravinnekierron vähentäminen veden ja sedimentin välillä sekä kasvillisuuden vähentäminen. Ruoppaamalla voidaan myös parantaa paikallisesti rantojen tai muiden alueiden käyttökelpoisuutta esimerkiksi uimiseen tai veneilyyn. Tällaisissa tapauksissa puhutaankin niin sanotuista pienruoppauksista (Viinikkala ym. 2005: 211, 213). Kedon ym. (2004: 96) mukaan ruoppaamisella voidaan lisäksi parantaa pohjasedimentin mineralisoitumisnopeutta ja vähentää kaasun muodostumista, mikä lisää sedimentin kykyä sitoa ravinteita. Toinen pohjasedimenttiin liittyvä kunnostustoimi on fosforin saostus. Fosforin kemiallisessa saostuksessa pyritään kemikaalien avulla sitomaan vesistön vesimassan liukoista ja kasveille käyttökelpoista fosforia pohjasedimenttiin sekä parantamaan sedimentin ominaisuuksia fosforin sitomisessa. Saostus

vähentää vesistön fosforipitoisuutta ja sitä kautta rajoittaa vesistön perustuotantoa ja vähentää rehevöitymishaittoja (Oravainen 2005: 191).

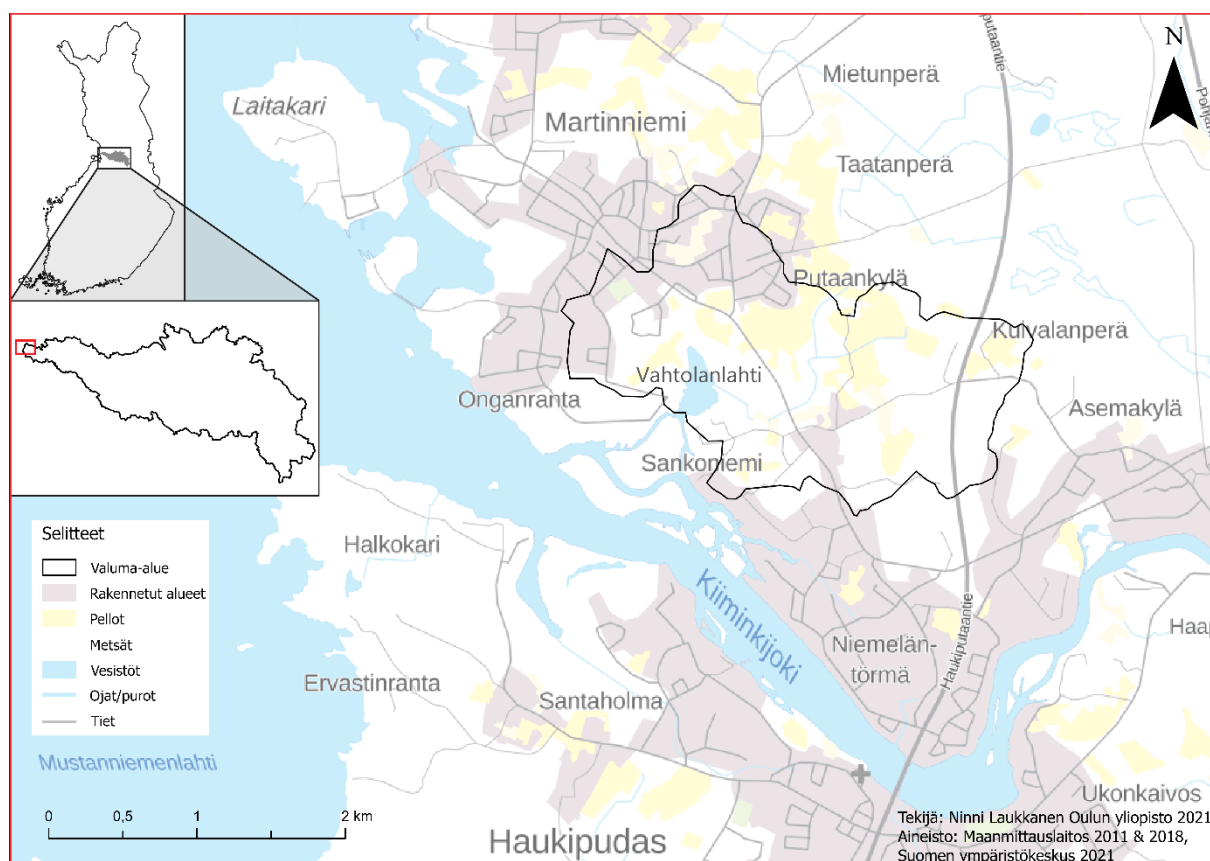
Rehevän vesistön ollessa matala ja sen sedimentin ollessa hyvin löysää, voi kunnostusratkaisuna toimia vesistön tilapäinen kuivattaminen. Kuivattamisen onnistumiseksi on kuitenkin muutama ehto. Vesistöön tuleva virtaama ei saa olla kovin suuri, tai virtaama on voitava ohijuoksuttaa. Vesistö on pidettävä kuivana vähintään vuoden, sillä sedimentin painuminen on tällöin tehokkainta. Talvella jääpeite puristaa löyhän sedimentin tiiviimmäksi, ja kesällä sedimentti kuivuu ja tiivistyy lisää. Näin vesistöstä saadaan muutaman kymmenen senttiä vesisyvyydeltään syvempi (Niinimäki & Penttinen 2020: 102). Lehmikankaan (2005: 305) mukaan kuivattamisen ja jäätyamisen ansiosta sedimentti muuttuu huomattavasti kiinteämmäksi vesipitoisuuden pienentyessä. Hänen mukaansa sedimentin pintaan muodostuu tällöin kuivakuorikerros, mikä vähentää aallokon aiheuttamaa pohja-aineksen sekoittumista ja sitä kautta myös veden samentumista ja sisäistä kuormitusta. Vesistön kuivattamisen yhteydessä on helppo poistaa sedimenttiä kaivamalla, sillä sedimentin poisto voidaan tehdä pääosin kuivatyönä. Kuivuneen, tiivistyneen sedimentin kaivaminen ja käsittely on helpompaa ja yksinkertaisempaa kuin veden alta ruoppaaminen ja sedimenttimassojen kuljettaminen ja sijoittaminen läjitysalueelle tai hyötykäyttöön helpottuu (Lehmikangas 2005: 305).

Rehevöityneessä vesistössä kosteikkokasvillisuus, kuten järviruoko ja viiltosara, on runsasta. Tämä osittain selittää, miksi makrofyttien hallinta on yksi yleisimmistä vesistön kunnostusmenetelmistä (Keto ym. 2004: 97). Kasvillisuuden poisto nähdään tarpeellisena silloin, kun se estää veneilyn tai uimisen (Eloranta 2005: 26). Kasvillisuuden poistaminen vaatii useamman toimenpidekerran, esimerkiksi ruo'on hävittäminen vaatii 3–4 poistokertaa. Jos kasvit leikataan kerran vuoteen, paras aika on heinäkuun puolesta välistä elokuun puoleen väliin. Jos leikkaus voidaan tehdä useita kertoja kesän aikana, ruoko on ensin leikattava juuri ennen kukintaa kesäkuun lopussa ja sitten 3–4 viikon välein. Biomanipulaatio on kunnostusmenetelmä, missä kalakantoja säätelemällä (hoitokalastus) pyritään palauttamaan vesistön tilan kannalta edullinen ravintoketju ja siten vähentämään sisäistä ravinnekuormitusta (Keto ym. 2004: 97–98).

3 Tutkimusalueena Vahtolanlahti

3.1 Sijainti ja valuma-alueen ominaisuudet

Vahtolanlahti (65°12'09.0"N 25°19'33.5"E) on pieni vesistömuodostuma, joka sijaitsee Oulun Haukiputaalla, Kiiminkijoen suistossa (kuva 6). Vahtolanlahden valuma-alue kuuluu Perämereen laskevan Kiiminkijoen vesistöalueeseen. Kiiminkijoen vesistöalue on yksi Suomen Natura 2000 -alueista (Suomen ympäristökeskus 2021a), ja se sijaitsee Pohjois-Pohjanmaalla Oulun pohjoispuolella (Hynninen 1991: 17). Vahtolanlahti yhdistyy Kiiminkijokeen kahden uoman kautta. Vahtolanlahden valuma-alue on muodoltaan pyöreähkö ja pieni. Kokoa Vahtolanlahden valuma-alueella on vain noin 379 hehtaaria ja itse Vahtolanlahti on 6,6 hehtaaria. Rantaviivaa Vahtolanlahden vesistömuodostelmalla on noin 1,6 kilometriä.

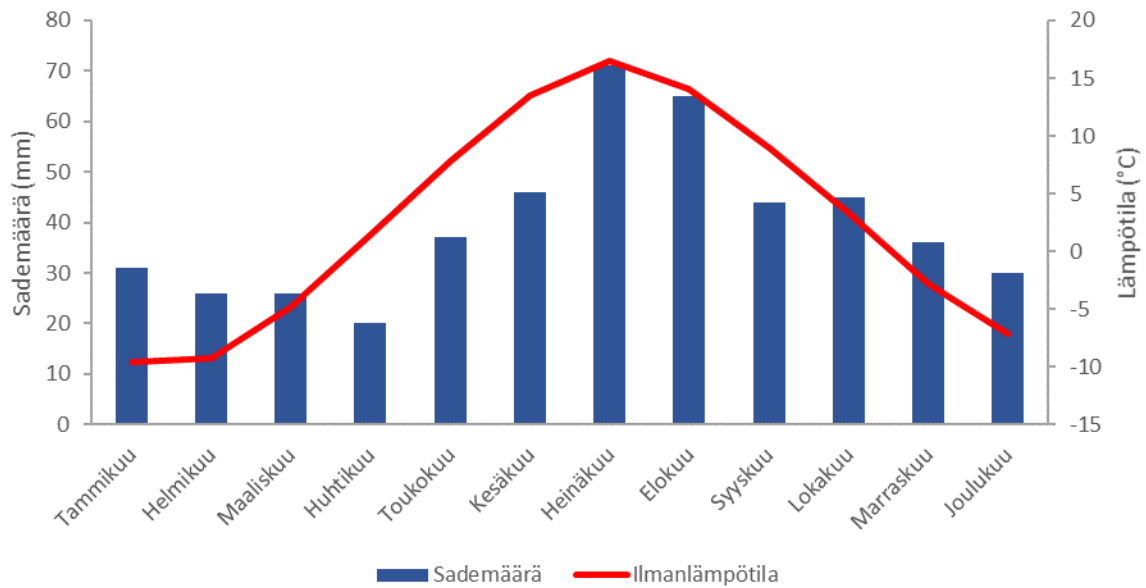


Kuva 6. Tutkimusalueen sijaintikartta, jossa Kiiminkijoen vesistöalue on esitetty harmaalla koko Suomen karttakuvassa. Siitä punaisella reunustettu osa on esitetty isossa kuvassa, jossa näkyy mustalla viivalla Vahtolanlahden valuma-alue.

Vahtolanlahden valuma-alueelle, kuten koko Haukiputaalle, on tyypillistä tasainen korkokuva (Hämäläinen 1986: 42), sillä 1,8–2,8 miljardin vuoden ikäinen kallioperä on kulunut lähes merenpinnan tasoon (Koutaniemi 1986: 11). Hämäläisen (1986: 42) mukaan Haukiputaan maaston korkeus meren pinnasta onkin vain 10–20 metriä. Tutkimusalue on kohonnut merestä varsin myöhään, sillä Koutaniemen (1986: 9) mukaan Vahtolanlahden rannat ovat nousseet maankohoamisen johdosta merenpinnan yläpuolelle vasta 1400-luvun jälkeen. Maankohoaminen on Suomessa yksi vesioloihin eniten vaikuttavista geologisista muutoksista, ja maanperän jatkuva hidas kohoaminen tulee muuttamaan vielä pitkään Vahtolanlahtea ja sen valuma-aluetta (Korhonen 2007: 19). Maankohoaminen näkyy myös Perämeren ympäristön paikkojen nimissä. Ervasti-Julkun ja Asumaan (1986: 16) mukaan Haukipudas on saanut nimensä Vahtolanlahdesta Martinniemeen virranneen jokiuoman, putaan mukaan. Uoma alkoi kasvaa umpeen 1500-luvulla (Ervasti-Julku ja Asumaa 1986: 16).

Geologian tutkimuslaitoksen (2014) kallioperäkartan mukaan Vahtolanlahden valuma-alueen kallioperä koostuu kiilleliuskeesta ja grauvakasta. Maalajeiltaan valuma-alue on pääosin hiekka- ja sora-moreenia. Muita alueen maalajeja ovat hiekka, karkea ja hieno hieta, hiesu sekä aivan valuma-alueen kaakkoisosissa esiintyvä liejuhiesu (Geologian tutkimuskeskus 2015) (liite 1). Haukiputaan kasvillisuus on yleisluonteeltaan karu, sillä moreenialueet ovat mäntyvaltaisia kuivia kangasmetsiä. Entiset viljelyalueet ovat usein muuttuneet lehtipuuvaltaiseksi korveksi (Hämäläinen 1986: 42). Kasvillisuudeltaan Vahtolanlahden valuma-alue kuuluu keskiboreaaliseen vyöhykkeeseen (Muotka ym. 2004: 116). Suomen ympäristökeskuksen (2018) Corine maankäyttöaineiston mukaan Vahtolanlahden valuma-alueen metsät ovat suurimmaksi osaksi havumetsiä. Lehti- ja sekametsiä on alle puolet metsäpinta-alasta.

Ilmastollisesti Vahtolanlahden valuma-alue kuuluu keskiboreaaliseen ilmastovyöhykkeeseen. Perämeri vaikuttaa olennaisesti alueen ilmastoon. Perämeren vaikutus alueella tuntuu varsinkin syksyisin lämmittävänä ja keväisin sekä alkukesäisin viilentävänä tekijänä (Kersalo & Pirinen 2009: 119). Vuosikeskilämpötila on noin 2,7 celsiusastetta ja keskimääräinen vuosisademäärä on 477 mm (kuva 7) (Pirinen ym. 2012).



Kuva 7. Oulun Vihreäsaaren ilmastodiagrammi (kuukausittaiset keskiarvot vuosilta 1980–2010) (Pirinen ym. 2012).

Vahtolanlahden vedenkorkeus vaihtelee suhteellisen paljon vuoden aikana. Vahtolanlahden vedenkorkeuden ollessa normaali (kuva 8) tai normaalia korkeammalla virkistyskäyttö, kuten veneily on mahdollista. Ajoittain vesistön vesisyvyys on kuitenkin vain noin 20 cm ja paikoittain Vahtolanlahti kuivuu pohjaa myöten (kuva 9), mikä estää Vahtolanlahden virkistyskäytön kokonaan. Lisäksi kasvukaudella esiintyy runsaasti vesikasvillisuutta, mikä haittaa vesistön mataluuden lisäksi veneilyä ja uimista.



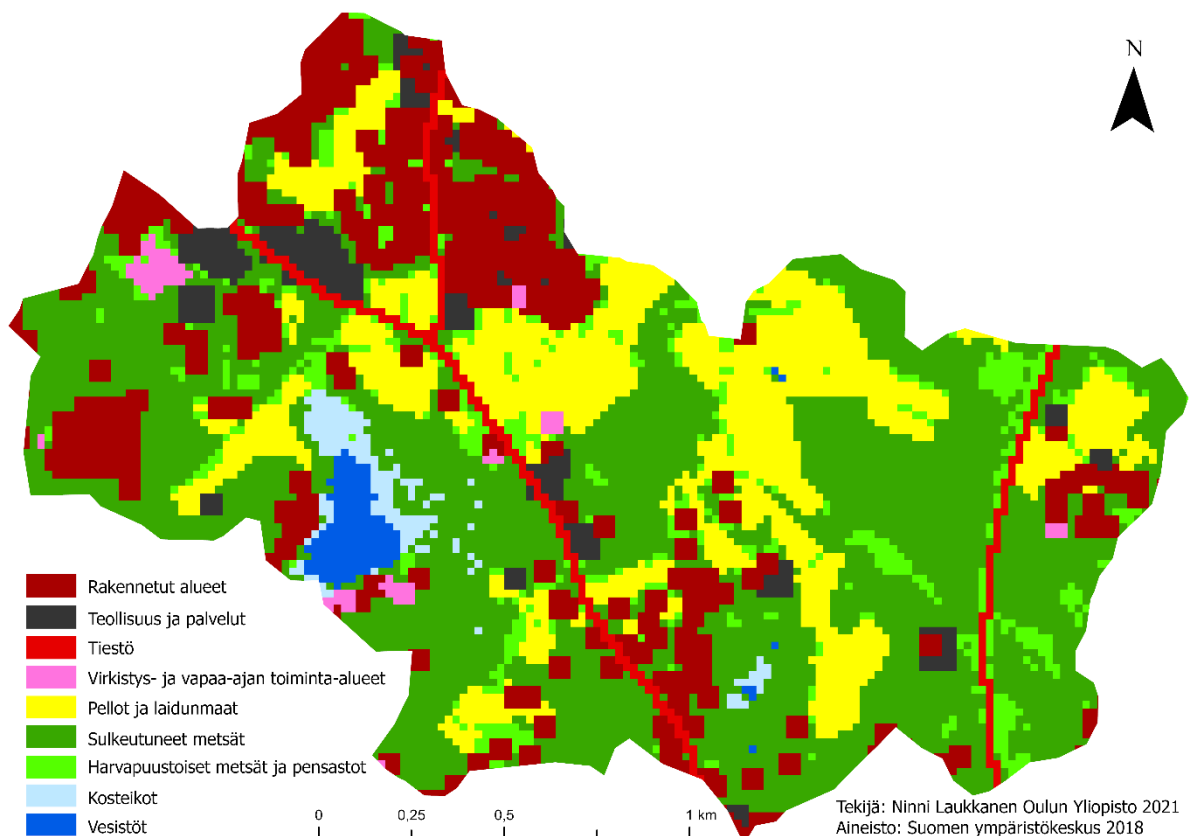
Kuva 8. Vahtolanlahti vedenkorkeuden ollessa lähellä normaalia tasoa.



Kuva 9. Vahtolanlahti merivedenkorkeuden ollessa selvästi normaalitason alapuolella.

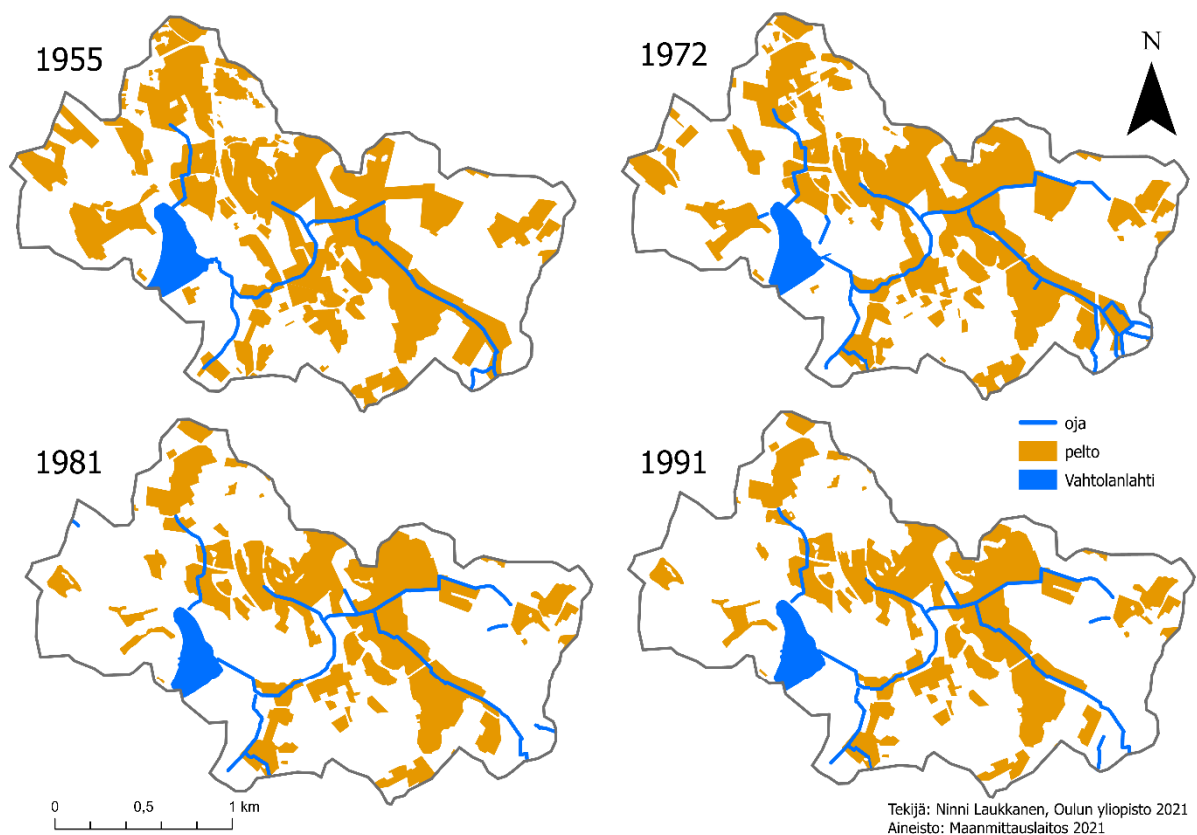
3.2 Vahtolanlahden valuma-alueen maankäyttö

Suomen ympäristökeskuksen (2018) Corine maankäyttöaineiston mukaan Vahtolanlahden valuma-alue on maankäytön osalta suurimmaksi osaksi (52 %) metsätalousvaltainen (kuva 10). Lisäksi alueella on paljon rakennettuja alueita (26 %), ja ne keskittyvät suurimpien teiden yhteyteen. Myös Vahtolanlahden rannoilla on asutusta. Maatalousalueita on 19 %. Maatalous sijoittuu suurimmaksi osaksi Vahtolanlahden rantojen läheisyyteen sekä pääojan varrelle.



Kuva 10. Vahtolanlahden valuma-alueen maankäyttömuodot.

Haukipudas on elinkeinoltaan vanha maanviljelys- ja kalastuspitäjä (Hämäläinen 1986: 41; Häkklä 1986: 56). Maanmittauslaitoksen (2021) vanhojen karttojen mukaan vuonna 1955 Vahtolanlahden valuma-alueen pinta-alasta 39,3 % oli peltoja (kuva 11). Vuoteen 1972 mennessä peltoprosentti on laskenut 35,2 %. 1981 peltoja oli yhteensä 28,4 % ja kymmenen vuotta myöhemmin, vuonna 1991 peltoja oli 27,1 %. Vuoden 2018 Corine-aineiston mukaan peltoja on valuma-alueella enää 18,7%, eli yli puolet peltoalasta on hävinnyt alueelta viimeisimmän reilun 60 vuoden aikana. Pellot ovat olleet jo 1950-luvulta asti ojitetut. Ojat virtaavat suoraan Vahtolanlahteen.

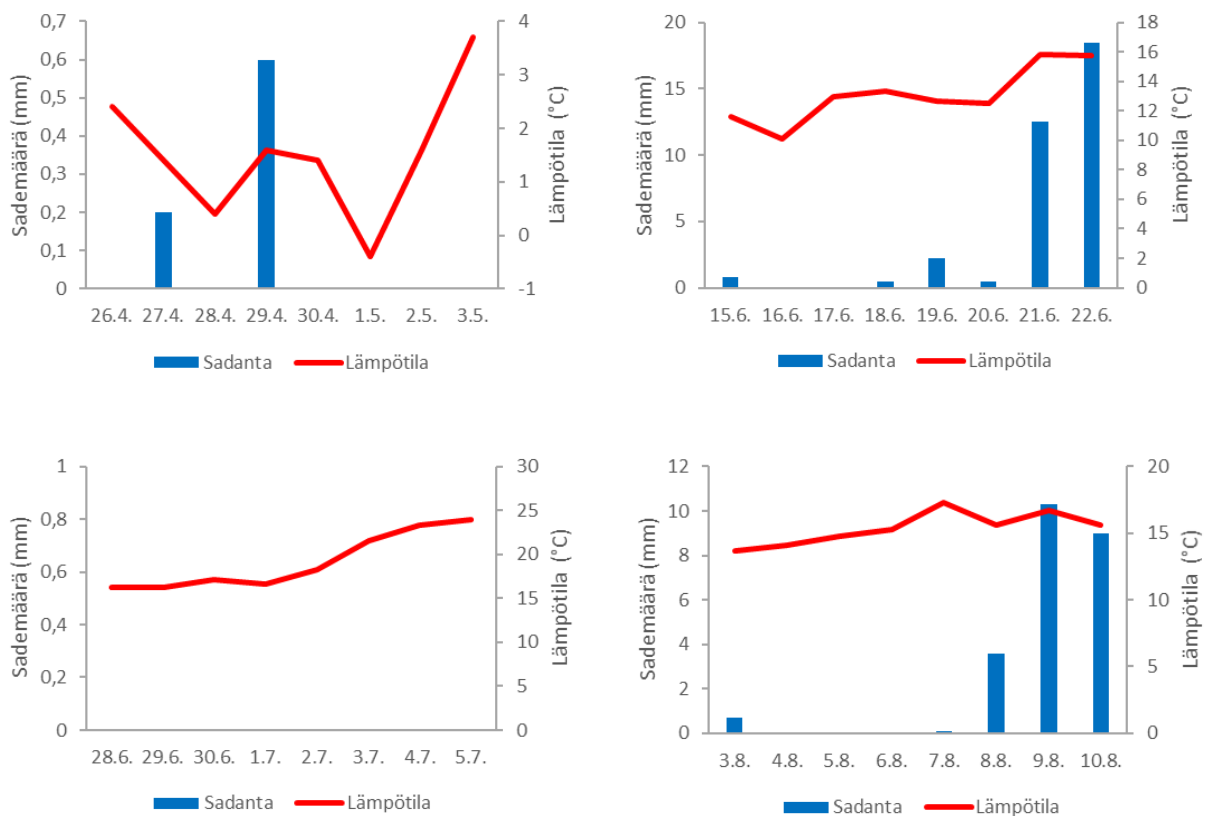


Kuva 11. Vahtolanlahden peltopinta-alan ja suurimpien ojien muutos 1955–1991.

4 Tutkimusaineistot ja menetelmät

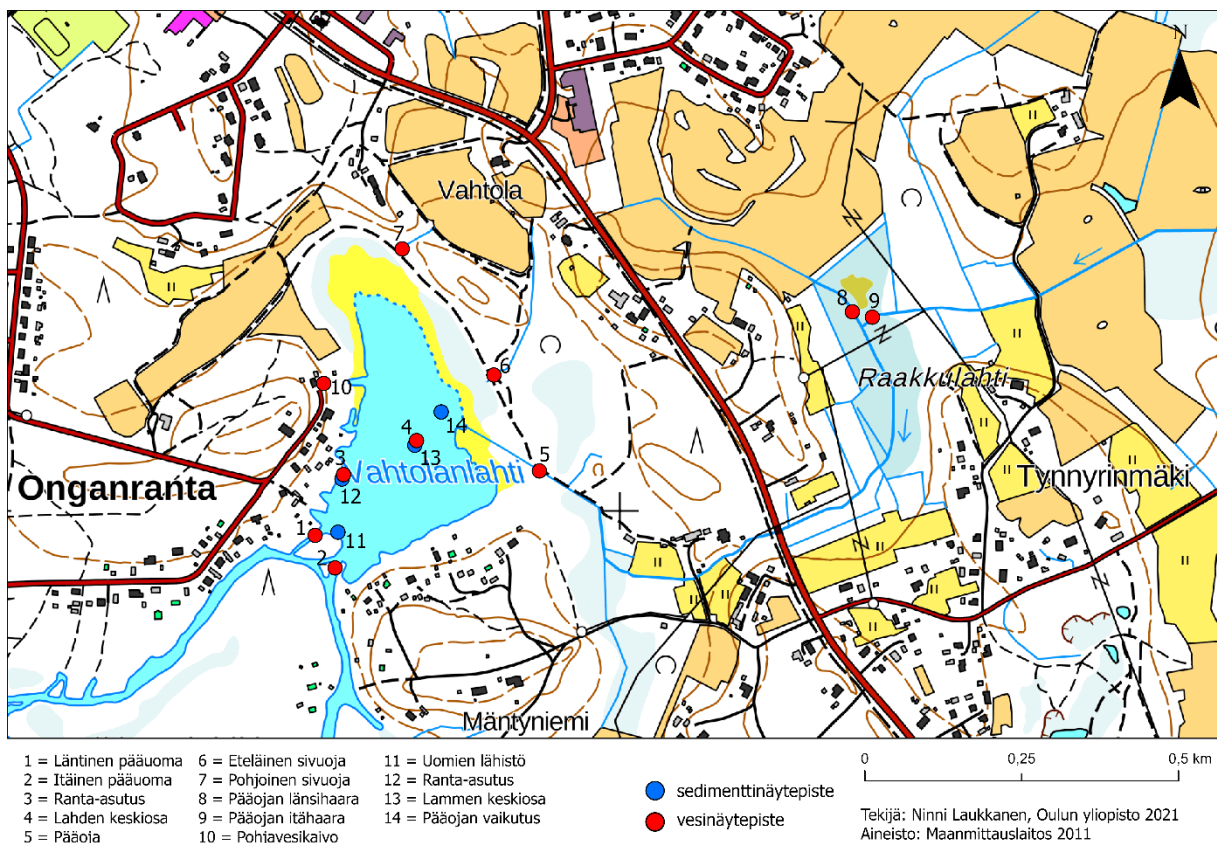
4.1 Vesinäytteenotto

Näytteenottokertoja oli yhteensä neljä kevään ja kesän 2021 aikana: kevättulva, rankkasadejakso, kuivajakso ja ”normaalijakso”. Ensimmäinen näytteenotto suoritettiin heti jäiden lähdön jälkeen kevättulvan aikana 3.5.2021, sillä kevättulvilla on suuri merkitys vuotuiselle kuormitukselle (Koivusalo ym. 2007: 296). Toiseksi näytteenottokerraksi valikoitui 22.6.2021, sillä sitä edeltäneenä neljänä päivänä satoi yhteensä noin 14 millimetriä vettä (kuva 12). Tämä näytteenottokerta osoittautui ainoaksi mittauskerraksi, jolloin pohjoisessa ja eteläisemmässä sivuojassa virtasi vettä. Kolmas näytteenotto ajoittui 5.7.2021, sillä ennen tätä päivää oli 11 sateetonta ja lämmintä päivää. Kolmatta näytekertaa kutsutaan tästä eteenpäin kuivanjakson näytteeksi. Viimeinen näytteenottopäivä 10.8.2021 oli sääolosuhteiltaan elokuun keskiarvoa.



Kuva 12. Vahtolanlahden alueen vuorokauden keskilämpötila ja vuorokauden sademäärän summa näytteenottopäivinä ja niitä edeltävän viikon aikana (Ilmatieteenlaitos 2021).

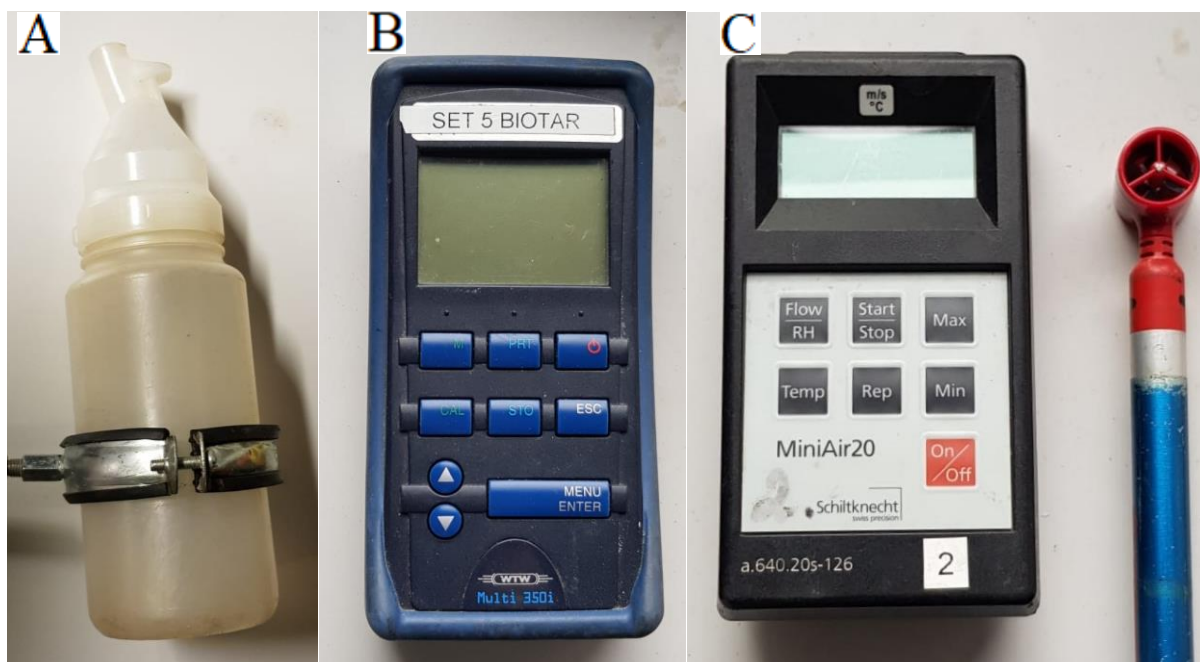
Vesinäytteitä otettiin yhteensä 10:stä eri näytteenottopisteestä (kuva 13). Ensimmäiset näytteenottopisteet sijaitsivat Kiiminkijokeen yhdistyvissä läntisessä (1) ja itäisessä (2) pääuomassa Vahtolanlahden eteläpuolella, sillä näiden näytteiden avulla tavoiteltiin tietoa Kiiminkijokesta ja Perämereltä peräisin olevan veden laadusta. Vahtolanlahden länsirannalta (3) otettujen näytteiden perusteella on tavoitteena arvioida sitä, miten jätevesi rannan asutuksesta vaikuttaa lammen tilaan. Vahtolanlahden keskeltä (4) saatujen näytteiden avulla taas voidaan arvioida vesistön yleistilaa. Vahtolanlahteen virtaavista pääojasta (5) sekä eteläisestä (6) ja pohjoisesta (7) sivuojasta näytteet otettiin Vahtolanlahden valuma-alueelta tulevan kuormituksen laskemiseksi. Lisäksi haluttiin tietää enemmän pääojan valuma-alueen eri osista, jolloin mittauksia tehtiin pääojan länsi- (8) ja itähaaroista (9). Pohjaveden ravinnepitoisuuksia tarkasteltiin kaivosta (10) otetuilla näytteillä.



Kuva 13. Vahtolanlahden valuma-alueen näytteenottopisteet.

Näytepisteiltä otettiin 1000 ml ja 100 ml vesinäytteet pullonäytteenottomella (kuva 14A) samalta syvyydeltä (noin 20 cm vedenpinnan alapuolelta, mikäli vesisyvyys tähän riitti) niin, että vaaditut näytepullot saatiin täytettyä. Vesinäytteistä analysoitiin Eurofins Ahma Oy:n akkreditoiduissa laboratorioissa orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC), liennut orgaaninen hiili (DOC), kiintoaine (GF/C suodattimella), kokonaistyyppi (TN) ja –fosfori (TP), fosfaattifosfori (PO₄-P), ammoniumtyppi (NH₄-N) sekä nitraatti- ja nitriittitypen summa (NO₂₃-N) (liite 2). Kiintoaine oli tavoitteena analysoida suodattimella, jonka huokoskoko on 0,45 µm, mutta tämän osalta tiedonkulussa tuli haasteita, ja suodatus on tehty noin 1,2 µm huokoskoon GF/C suodattimella.

Analysoitavaksi lähetettyjen näytteiden lisäksi samoilta vesinäytepisteiltä mitattiin maastossa lämpötila, sähkönjohtavuus, pH, redoxpotentiaali ja liennut happi WTW Multi 350i -kenttämittarilla (kuva 14B). Sähkönjohtavuus mitattiin WTW TetraCon® 325 -anturilla, pH WTW Sentix® 61 -anturilla, redox WTW Sentix® ORP -anturilla ja happipitoisuus WTW CelloX 325-anturilla. Kesäkuun näytteenottokierroksella ukkosmyräkki yllätti, ja täten pääojan länsihaaran mittaukset jouduttiin jättämään välistä. Heinäkuun näytteenottokierroksella happianturi oli rikki, joten happipitoisuutta ei saatu tällöin mitattua.



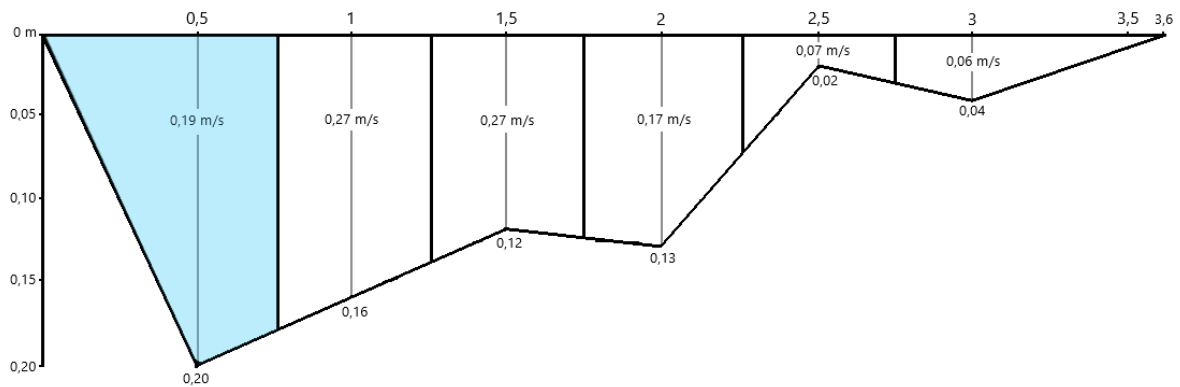
Kuva 14. A: Vesinäytteiden keräämiseen käytetty näytteenottopullo. B: Maastossa eri mittauksiin käytetty kenttämittari. C: Virtaamamittaukseen käytetty minisiivikko.

4.2 Virtaamamittaukset

Virtaamalla tarkoitetaan vesistön poikkileikkauksen läpi aikayksikössä virtaavaa veden määrää (m^3/s tai l/s). Työssä on käytetty suoraa virtaaman mittaamenetelmää, minisiivikkomittausta, joka perustuu nopeuden ja pinta-alan laskemiseen (Hyvärinen & Puupponen 1986: 166). Virtaus mitattiin Schiltknecht MiniAir20-minisiivikolla (kuva 14C). Siivikon tarkkuus on 0,01 m/s. Minisiivikkomittaus perustuu siivikkoon, virtausanturiin, jonka siiven pyörimisnopeus on verrannollinen virtausnopeuteen (Hyvärinen & Puupponen 1986: 166). Virtausnopeudet mitataan siivikolla nopeusvertikaalien kohdalta mittauspoikkileikkausta vastaan kohtisuorassa suunnassa. Virtausnopeuksien lisäksi tarvitaan mitat uoman leveydestä ja syvyydestä (Vesihallitus 1984: 38). Virtaamatietoa tarvitaan kuormituksen arvioinnissa, sillä vesianalytiikan perusteella määritetty pitoisuus ei yksin kerro Vahtolanlahdelle kohdistuvasta kilomääräisestä kuormituksesta, vaan mukaan laskentaan tarvitaan myös tilavuusvirtaama.

Virtaaman tarkastelu-, mittaus- ja havaintopaikat valitaan vesistökohteista, joissa virtausolosuhteet ovat selkeästi todettavissa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että virtaus on silmämääräisesti oltava havaittavissa (Hyvärinen & Puupponen 1986: 165). Vahtolanlahden valuma-alueella virtausolosuhteet olivat havaittavissa jokaisella näytteenotokerralla pääojasta ja ajoittain sivuojista. Molemmista sivuojista mittaukset saatiin suoritettua kesäkuun rankkasateiden jälkeen ja pohjoisesta sivuojasta myös kevättulvan aikana. Muutoin sivuojissa ei ollut silminnähden havaittavissa virtausta tai vettä oli niin vähän, ettei virtaamia voitu mitata. Pääojasta virtaukset mitattiin puolen metrin välein, ja sivuojista virtaukset mitattiin 5–10 senttimetrin välein. Kaikkien ojien virtaus mitattiin noin 60 % vesisyvyydeltä. Siivikkoon oli kiinnitettynä mitta, jolla vesisyvyyden sai mitattua. Kiiminkijokeen yhteydessä olevien pääuomien virtaamien mittaamista ei pidetä relevanttina, sillä merenpinnankorkeus vaikuttaa siihen, virtaako vettä pääuomia pitkin Vahtolanlahteen vai sieltä pois.

Ojien virtaamat laskettiin siten, että uoman poikkipinta-ala jaettiin kolmioihin ja suorakulmioihin, joiden pinta-alat laskettiin ja pinta-ala kerrottiin siten saman kohdan virtaustiedolla. Esimerkiksi pääojan kevättulvan (3.5.2021) aikainen virtaama saatiin laskemalla ensin kuvassa 15 vaaleansinisellä merkityn alueen pinta-ala. Pinta-ala on helpoin laskea ensin kolmion $((0,5 \cdot 0,2) / 2)$ pinta-ala ja lisätä siihen nelikulmion pinta-ala $(0,25 \cdot 0,195)$ ja sitten kertoa saatu pinta-ala virtausnopeudella 0,19 m/s. Näin toimitaan koko uoman leveydelle ja saadaan lopulta virtaamaksi $0,07 \text{ m}^3/\text{s}$.



Kuva 15. Esimerkki pääojan kevättulvan (3.5.2021) aikaisen poikkipinta-alan laskemisesta.

4.3 Pinnankorkeusmittaus

Pinnankorkeusmittaukset auttavat yleisissä vesivarojen seurannoissa, rantojen käytön suunnittelussa, virkistyskäytön ja vesiensuojelun arvioinnissa. Vesistön vedenkorkeusmittaukset ovat yleensä jatkuvatoimisia, sillä vasta pitkien aikasarjojen käyttö antaa monissa tapauksissa riittävän laajan tarkastelunäkökulman. Jatkuvatoimisen mittauksen avulla pystytään seuraamaan vedenkorkeuden lyhytaikaista vaihtelua, mikä voi olla huomattavaa muun muassa pienillä valuma-alueilla, tulvakausina ja lyhytaikaisen säännöstelyn vaikutusalueilla (Hyvärinen & Puupponen 1986: 184, 186).

Vahtolanlahden keskelle asennettiin toukokuun 3. päivä Solinst Levellogger-pinnankorkeusmittari mittaamaan Vahtolanlahden vedenpinnan vaihtelua. Mittarille rakennettiin vanerilevystä alusta, jotta se ei uppoaisi pohja-ainekseen. Pinnankorkeusmittarissa on myös sähkönjohtavuutta mittaava anturi. Näillä kahdella tiedolla pyritään arvioimaan Vahtolanlahteen virtaavan veden alkuperää. Pinnankorkeusmittari haettiin pois Vahtolanlahdelta 12.10.2021.

4.4 Sedimenttimittaukset ja huokosvesinäytteenotto

Sedimentillä eli kerrostumalla tarkoitetaan vesistön pohjalle laskeutunutta kiintoainetta. Se sisältää eri suhteissa sekä kivennäisaineksesta peräisin olevaa materiaalia kuten savea, että eloperäistä ainetta kuten mutaa ja liejua. Eloperäinen aines on usein peräisin vesistön valuma-alueelta tai vesistön omasta tuotannosta. Pohjasedimenttinäytteitä otetaan usein vesistöjen kunnostustöiden yhteydessä, sillä ne kertovat vesistön tilan kehityksestä ja siihen vaikuttaneista tekijöistä (Mäkelä ym. 1992: 45).

Vahtolanlahdella otettiin kesäkuun vesinäytteenoton yhteydessä sedimenttinäytteitä neljästä havaintopaikasta (kuva 9). Havaintopaikat sijaitsivat Kiiminkijoen uomien lähistöllä (11), asutuksen läheisyydessä (12), lammen keskiosassa (13) ja pääojan lähistöllä (14). Sedimenttinäytteet otettiin omatekoisella putkinoutimella (kuva 16A) keräämällä kahdesta kolmeen kertaa sedimenttiä niin, että sitä oli tutkimuksia varten vähintään kaksi litraa. Sedimenttinäytteistä analysoitiin Eurofins Ahma Oy:n laboratoriossa kuiva-ainepitoisuus, hehkutushäviö ja kokonaistyyppi sekä -fosfori (liite 3). Sedimenttianalyysien avulla pyritään arvioimaan sisäisen kuormituksen potentiaalia (Saarijärvi & Sammalkorpi 2005: 67).

Huokosvesinäytteenotto suoritettiin 12.10.2021 samoista näytteenottopisteistä kuin sedimenttinäytteenotto. Näytteet otettiin Oulun yliopistolla rakennetulla näytteenottomella (kuva 16B), siten että laitteen siiviläkärki asetettiin noin 10 cm syvyyteen huokosmaaperään. Kun siiviläkärki asetettiin huokosmaaperään, aloitettiin pumppaaminen siihen liitetyllä pumppuosalla, jolloin syntyi alipaine. Alipaineen ansiosta huokosvesi saatiin kulkemaan putkia pitkin näytepulloon. Näytteenotossa haasteelliseksi osoittautui siiviläkärjen tukkiutuminen, jota pyrittiin estämään suodatinkankaasta luodulla suodattimella. Huokosvedestä mitattiin redoxpotentiaali, jonka avulla voidaan arvioida pohjasedimentin kykyä sitoa kasviravinteita (Särkkä 1996: 62).



Kuva 16. A: Sedimentin keräämiseen käytetty putkinäytteenotin. B: Huokosveden keräämiseen käytetty näytteenotin.

4.5 Muut tarvittavat aineistot ja menetelmät

Ranta-asutuksen kuormituksen laskeminen on olennainen osa vesistön kuormituslaskuja, sillä kaukaa tulevan kuormitusten lisäksi myös rannat asutuksineen kuormittavat vesistöä (Seppänen 1984: 92). Vahtolanlahden länsirannalla on kahdeksan vakinaista asukasta ja kaksi mökkiläistä, itä- ja kaakkoisrannalla kaksi vakinaista asukasta sekä 3–4 mökkiä, joiden lomailijamääräksi on arvioitu yhteensä 12 mökkiläistä. Itärannan yhden asutuksen asujamäärästä ei ole tietoa, mutta se on otettu laskelmiin mukaan yhden henkilön taloutena. Näin ollen Vahtolanlahden rannalla vakinaisia asukkaita arvioidaan olevan 11 ja mökkiläisiä 14. Keskimääräinen vedenkulutus suomalaisella on 110 l/vrk ja mökkitaloudessa 70 l/vrk (Vilpas ym. 2005: 18). Sakokaivot ovat alueella käytetty jätevedenpuhdistusmenetelmä. Teoriassa esitettyjen (kpl 2.4.3 Viemäriverkoston ulkopuoliset jätevedet) sakokaivojen puhdistamien jätevesien fosfori- ja typpipitoisuuksien, asukasmäärien ja vedenkulutuksen avulla voidaan laskea Vahtolanlahteen alkeellisesta jätevesien puhdistuksesta aiheutuva kuormitus.

Suomen ympäristökeskuksen (2021b) Hertta-tietokannasta tarvitaan tiedot Kiiminkijoen sekä Sanginjoen virtaamista, jotta Vahtolanlahden kevättulvan ajoittumista ja kestoja voitaisiin vertailla näiden lähijokien virtaamiin. Tämän avulla pyrittiin ajoittamaan virtaamamittauksilla saadut virtaamat vastaamaan pidempiä aikavälejä, jotta suuntaa antavat kuormitukset ojista saadaan selville. Ilmatieteen laitoksen latauspalvelusta saatiin myös dataa Oulun Toppilassa sijaitsevan mittauspisteen merivedenkorkeudesta, jota tarvitaan Vahtolanlahden veden alkuperän arvioimiseen.

Pää- ja sivuojien kuormitukset on laskettu käyttämällä neljän näytteenottokerran virtaama- ja vedenlaatutietoja. Sanginjoen ja Kiiminkijoen virtaamiin ja sääolosuhteisiin vertaamalla näytteenottohetkien virtaamat on laajennettu koskemaan koko näytteenottokautta (taulukko 5) (3.5.-11.8.2021). Kuormitukset ovat laskettu käyttäen saman mittausjakson pitoisuuksia ja virtaamatietoa. Esimerkiksi pääojan toukokuun TOC-kuormitus on laskettu käyttäen 13 mg/l pitoisuutta ja kertomalla se 1000, jotta se vastaisi kuutiometrejä ja tämä tulo kerrotaan toukokuun päivävirtaamalla ($6240 \text{ m}^3 * 0,8$). Kevättulvasta on käytetty 80 % virtaamaa, sillä toukokuun alussa mitattu virtaama olisi aivan liian suuri kesäkuun alun virtaamaolosuhteisiin. Jaksokuormituksen saamiseksi päiväkuormitus tulee vielä kertoa 43 (jakso kesti 43 päivää) ja näin saadaan 3.5.–14.6. väliselle ajalle TOC-kuormituksen suuruudeksi noin 2 800 kg. Jotta koko näytteenottokauden TOC-kuormitus saadaan selville, tulee kuormitus laskea samalla tavalla jokaiselle taulukossa 6 esitetylle jaksolle.

Taulukko 5. Näytteenottokaudelle laajennetut virtaamatiedot.

Toukokuun virtaama	3.5.-14.6.2021
Kesäkuun virtaama	15.6.-4.7.2021
Heinäkuun virtaama	5.7.-1.8.2021
Elokuun virtaama	2.-11.8.2021

Aineistona on käytetty myös Hertta-tietojärjestelmän avointa dataa Kiiminkijoen veden pitoisuuksista. Pitoisuuksista ja Vahtolanlahden pinnankorkeusmittauksista voidaan laskea Kiiminkijoen karkeat kuormitukset. Kiiminkijoen virtaamat on laskettu Vahtolanlahden vedenkorkeusaineiston avulla siten, että kaikki vedenkorkeuden nousut näytteenottokaudella on laskettu yhteen. Niistä saatu metrimäärä kerrotaan sitten Vahtolanlahden koolla ($66\,000\text{ m}^2$) ja näin saatu vesimäärä ($1\,798\,760\text{ m}^3$) on se, minkä Vahtolanlahti on tarvinnut kyseisen vedenkorkeuden nousuun näytteenottokaudella. Tästä vesimäärästä täytyy kuitenkin vähentää alueelle tulevat vesimäärät (kuva 17) eli alueelle satanut sekä pää- ja sivuojista peräisin olevat vesimäärät. Näin ollen jäljelle jäävä tilavuus ($1\,420\,210\text{ m}^3$) kuvastaa sitä vesimäärää, mikä on peräisin Kiiminkijosta (pohjaveden purkautumiseen tai pintavaluntaan ei ole mahdollista ottaa kantaa, sillä niistä ei ole dataa). Kuormitus laskettiin jokaiselle kuukaudelle erikseen, sillä Kiiminkijoen pitoisuudet oli mitattu keskimäärin kerran kuukaudessa. Kuukausitiedot laskettiin yhteen, jotta saatiin arvio näytteenottokauden kokonaiskuormituksesta.

Kaikki tutkielmaan luodut kartat on laadittu ArcGIS Pro -ohjelmistolla (versio 2.7.0). Tutkimusta varten kerätyt näytteet koostettiin Microsoft Excel -ohjelmassa (versio 2110) taulukoiksi ja erilaisiksi diagrammeiksi. Jos analyysituloksia oli alle mittausrajan, käytettiin diagrammeissa mittausrajan ja nolla-arvon puoliväliä.



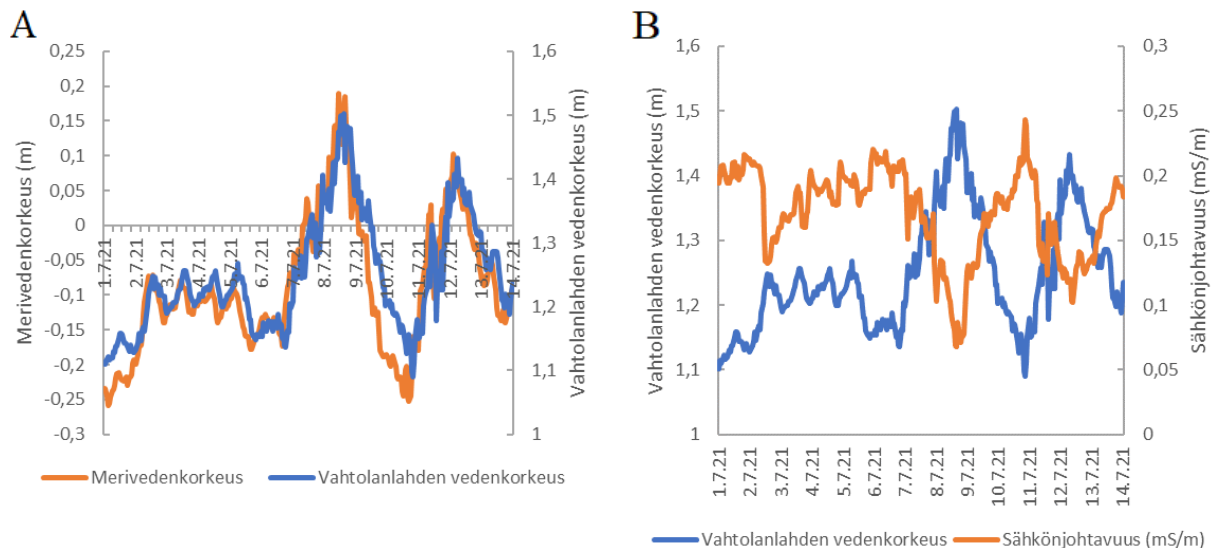
Kuva 17. Vahtolanlahden vesitase: alueelle vettä tuovat ja alueelta vettä vievät lähteet.

5 Tulokset

5.1 Meriveden vaikutuksen arviointi

Tarkasteltaessa meriveden vaikutusta Vahtolanlahden vedenkorkeuteen on kiinnitettävä huomiota niin vedenkorkeuden kuin sähkönjohtavuuden vaihteluihin. Kuvassa 18A on esitetty Vahtolanlahden ja merivedenkorkeuden vaihtelu 1.-14.7.2021 aikana. Meriveden ja Vahtolanlahden vedenkorkeuden välillä on havaittavissa selkeä yhteys, sillä esimerkiksi merivedenkorkeuden noustessa myös Vahtolanlahden vedenkorkeus nousee suurin piirtein saman verran, mutta pienellä viiveellä.

Kuitenkin tarkasteltaessa Vahtolanlahden vedenkorkeuden ja sähkönjohtavuuden välistä yhteyttä huomataan, että kun vedenkorkeuden noustessa sähkönjohtavuus pienenee (kuva 18B). Sähkönjohtavuudesta voidaan laskea ppm -arvo, joka kuvastaa Vahtolanlahden suolapitoisuutta. Ppm -arvo vaihtelee Vahtolanlahden keskeltä otetuista näytteissä 66–166,65 välillä, kun sähkönjohtavuusarvot ($\mu\text{S}/\text{cm}$) on kerrottu kertoimella 0,55. Ppm -arvot täytyy muuttaa promilleiksi jakamalla saadut arvot 1000:lla, jolloin lopulliset promillearvot vaihtelevat 0,066–0,167 välillä.



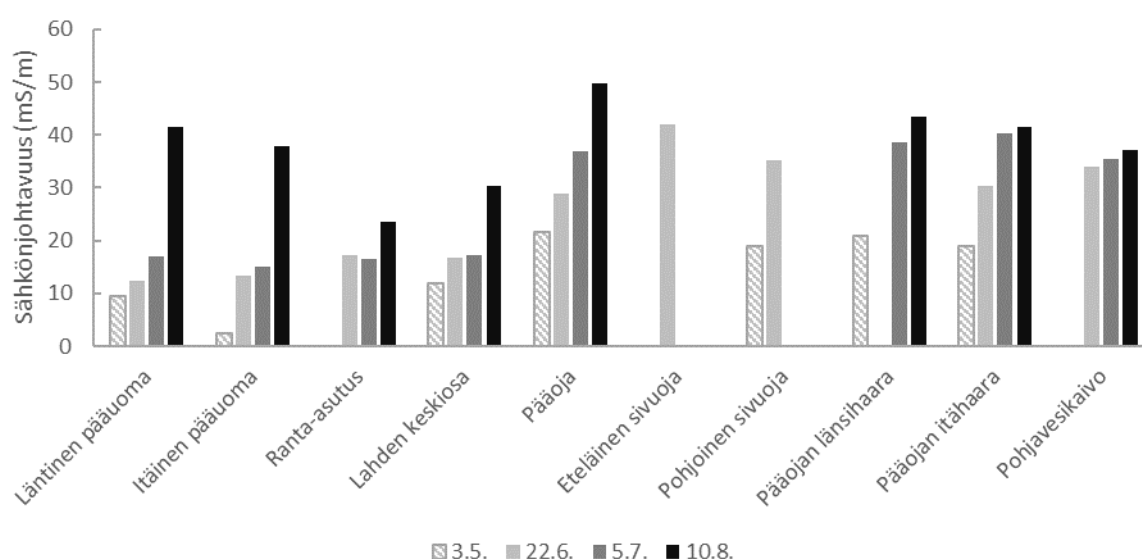
Kuva 18. A: Vahtolanlahden vedenkorkeuden ja merivedenkorkeuden vaihtelu 1.-14.7.2021 välisenä aikana. B: Vahtolanlahden vedenkorkeuden ja sähkönjohtavuuden yhteys 1.-14.7.2021 välisenä aikana.

5.2 Vahtolanlahden kenttämittaritulokset

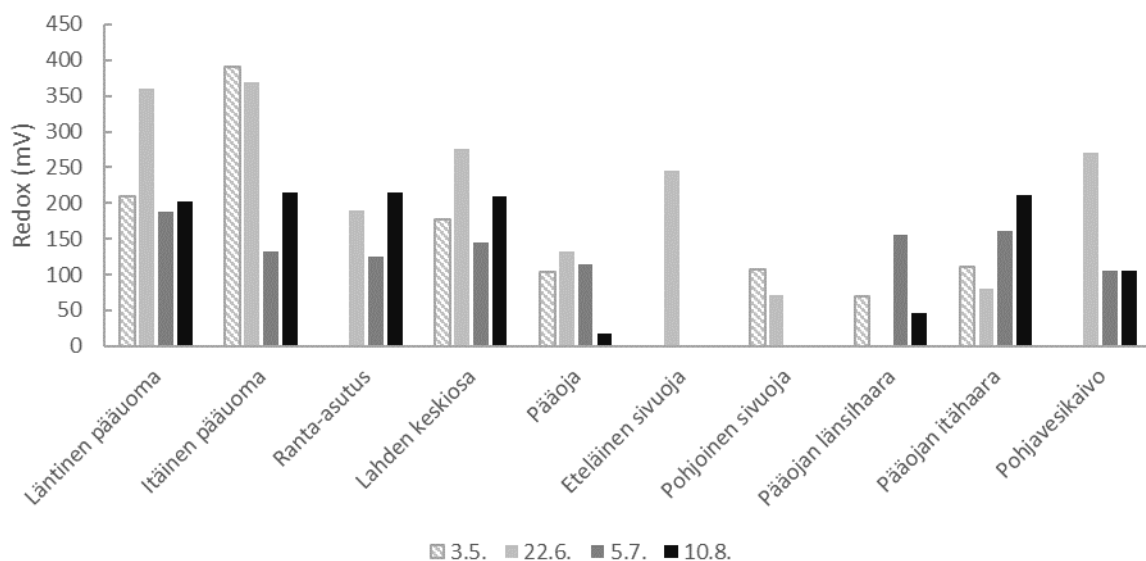
Kun tarkastellaan Vahtolanlahden ja siihen yhteydessä olevien vesistöjen lämpötiloja, korkeimmat lämpötilat mitattiin Vahtolanlahdella sijaitsevista pisteistä jokaisella näytteenottokerralla (liite 4). Vahtolanlahdesta ja siihen laskevista ojista mitatut sähkönjohtavuusarvot nousivat näytteenottokauden aikana (kuva 19). Suurimmat sähkönjohtavuusarvot mitattiin jokaisella näytteenottokerralla pääojasta, sen länsi- ja itähaarasta sekä pohjoisesta sivuojasta.

Vahtolanlahden pH-arvot kohosivat mittauskaudella (liite 5) niin, että matalimmat pH-arvot mitattiin kevättulvan ja korkeimmat heinä-elokuun näytteenoton yhteydessä. Keväällä Vahtolanlahden ja siihen virtaavien ojien vedet olivat lievästi happamia (pH noin 6,5 luokkaa) lammen keskiosaa lukuun ottamatta (pH 7,1). Loppukesästä, elokuun näytteenottokierroksella Vahtolanlahden, ja siihen laskevien ojien vedet olivat emäksisiä (pH 7,5–7,9).

Korkeimmat happipitoisuudet (9,5–11,7 mg/l) mitattiin kevättulvan yhteydessä (liite 6). Happipitoisuus vakiintui kevään jälkeen 6–7 mg/l väliin suurimmassa osassa näytepisteistä. Vain pohjavesikaivon ja pääojan itähaaran elokuun näytteet erosivat muista happipitoisuudeltaan. Heinäkuun näytteenottokierrokselta ei saatu mitattua happipitoisuuksia, sillä anturi oli viallinen. Redoxpotentiaalin arvot vaihtelivat paljon mittauspisteiden välillä (kuva 20). Korkein arvo (390 mV) mitattiin kevättulvan aikana itäisestä pääuomasta. Pääojan redoxpotentiaalin arvot ovat matalimpia koko näytteenottokauden ajan.



Kuva 19. Vahtolanlahden mittauspisteiden sähkönjohtavuusarvot (mS/m) mittausajankohtina.

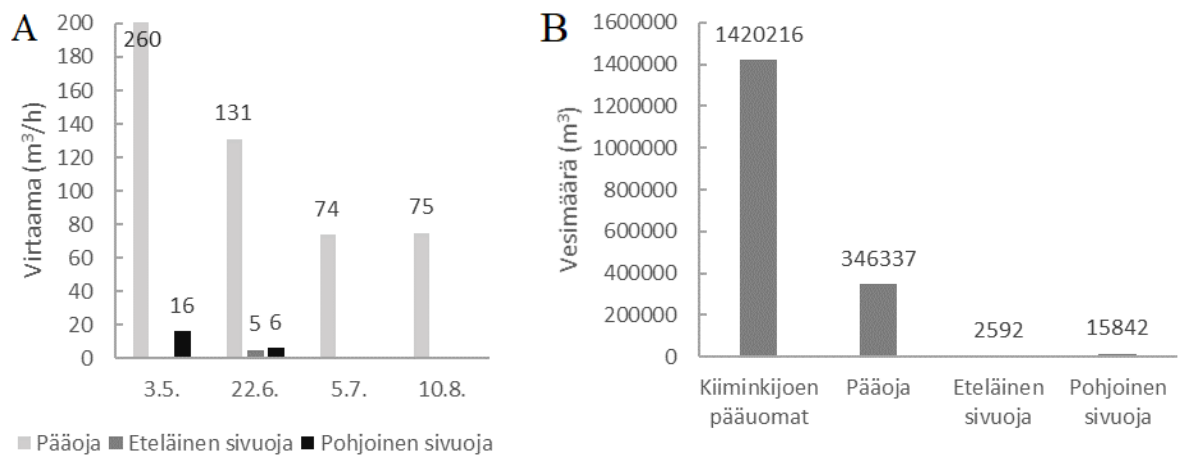


Kuva 20. Vahtolanlahden mittauspisteiden redoxpotentiaali (mV) mittausajankohtina.

5.3 Virtaamat ja Vahtolanlahden vedenkorkeuden vaihtelut

Suurin virtaama pääojassa ja sivuoissa mitattiin kevättulvan aikaan, ja toiseksi suurin kesäkuun rankkasateiden aikaan (kuva 21A). Pääojan virtaama on selkeästi muita oja suurempi. Pohjoisemmasta sivuoista virtaamat saatiin mitattua vain kevättulvan ja kesäkuun rankkasateiden aikaan. Eteläisestä sivuoista virtaama saatiin mitattua vain kesäkuun näytteenotolla. Pääuomien virtaamia ei voitu mitata, sillä merivedenkorkeus määrittää, virtaako uomia pitkin vettä Vahtolanlahteen vai sieltä pois.

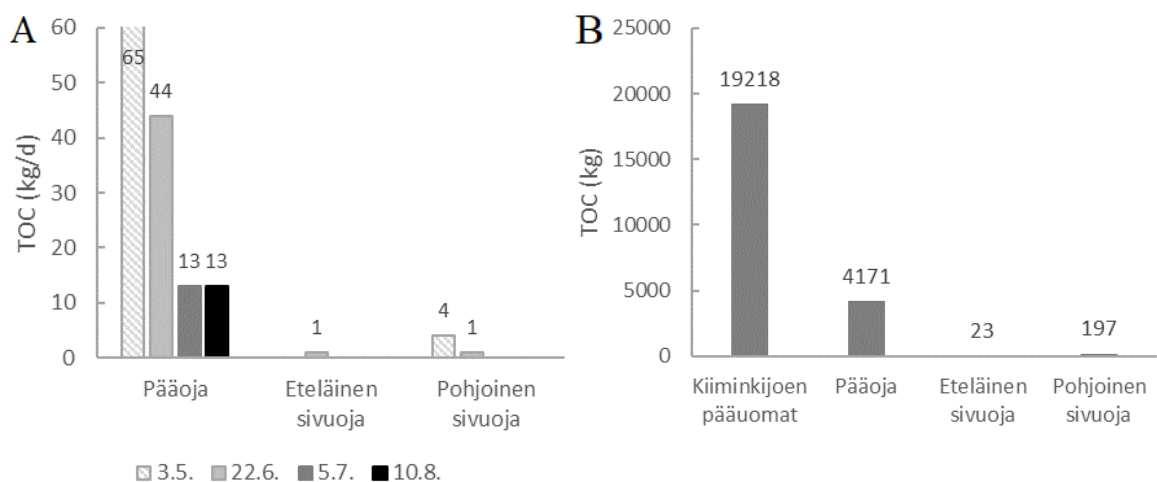
Vahtolanlahden vedenkorkeusaineiston perusteella lasketut arviot Kiiminkijoesta tulevalle virtaamalle näytteenottokaudella (3.5.-11.8.2021) on esitetty kuvassa 21B. Kuvasta ilmenee, että noin 80 % Vahtolanlahteen tulevasta vedestä on peräisin Kiiminkijoesta. Noin 19 % tulee pääojasta ja noin prosentti pienemmistä sivuoista. Vedenkorkeusaineiston mukaan Vahtolanlahdesta myös poistuu Kiiminkijoen uomia pitkin samalla aikavälillä yhtä paljon vettä, kuin sieltä on tullutkin. Vedenkorkeus vaihteli Vahtolanlahdella 3.5.-11.8.2021 yli 93 cm merivedenkorkeuden vaihtelun seurauksena.



Kuva 21. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien virtaamat (m³/tunnissa). B: Vahtolanlahteen tulevien vesien alkuperä ja määrä kuutiometreinä 3.5.-11.8.2021 aikavälillä.

5.4 Pitoisuudet ja kuormitusmäärät

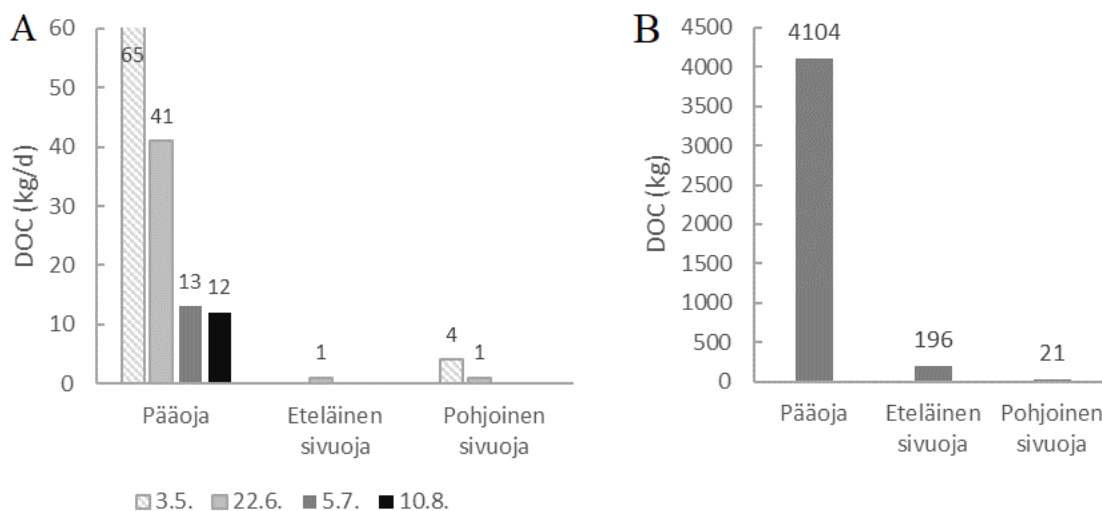
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä ei vaihdellut huomattavasti Vahtolanlahden mittauspisteissä eri näytteenottojen välillä (12–18 mg/l) (liite 7). Suurimmat TOC-pitoisuudet mitattiin kevättulvan yhteydessä. Suurimmat kuormitukset ajoittuivat kevättulvan sekä kesäkuun rankkasateiden yhteyteen (kuva 22A). Pääojan länsihaarasta otetussa toukokuuisessa näytteessä orgaanisen hiilen kokonaismäärä oli suurin. Näytteenottokaudella orgaanisen kokonaishiilen kuormitus pääojasta on noin 18 %, Kiiminkijoen kuormitus noin 81 % ja sivuojen noin 1 % (kuva 22B).



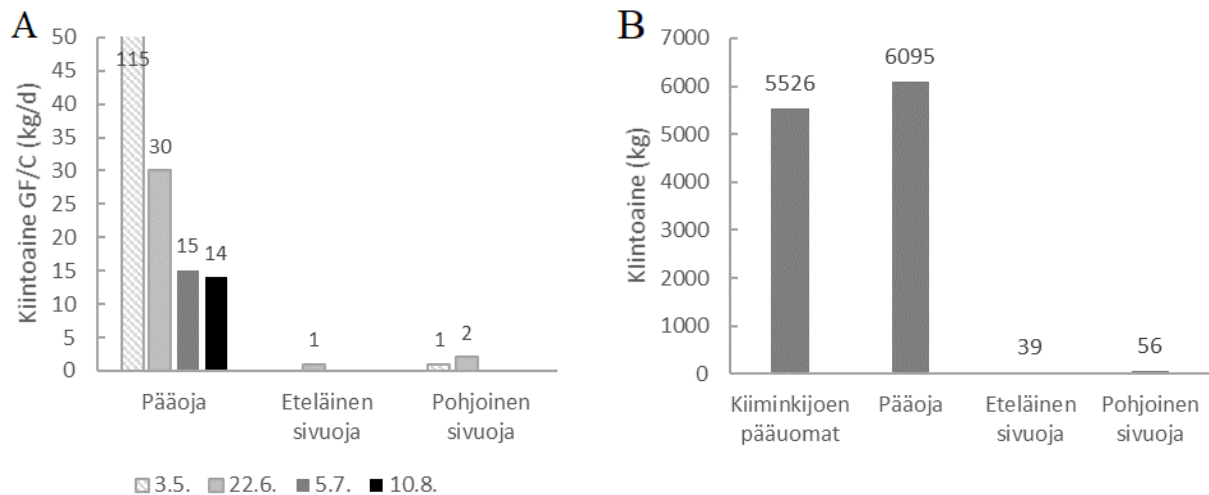
Kuva 22. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien orgaanisen kokonaishiilen (TOC) päiväkuormitus B: Vahtolanlahden TOC-kuormituksen lähteet ja määrät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

Liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuudet olivat yhtä suuria tai lähes yhtä suuria orgaanisen kokonaishiilen pitoisuuksien kanssa (liite 8). Suurimmat DOC-pitoisuudet mitattiin kevättulvan yhteydessä. Suurin DOC-kuormitus tulee Vahtolanlahdelle kevättulvan aikaan (kuva 23A). Kiiminkijoesta tulevaa DOC-pitoisuutta ei voida arvioida, sillä Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus ei rutiinitarkastusten yhteydessä mittaa Kiiminkijoen 4-tien näytteenottopisteestä DOC-arvoja. Pääosa liuenneesta orgaanisesta hiilestä tulee luultavammin samoin, kuin orgaaninen kokonaishiili, Kiiminkijoen pääuomista. Ojista pääoja kuormittaa Vahtolanlahtea muita ojia enemmän (kuva 23B).

Kiintoainepitoisuuden suurimmat arvot mitattiin kevättulvan yhteydessä Vahtolanlahden keskeltä sekä pääojasta (liite 9). Erityisesti pääojan länsihaarasta otettu kevättulvanäyte oli muita pisteitä huomattavasti kiintoainepitoisempaa. Suurin kiintoainekuormitus on peräisin Kiiminkijoesta (55 % kuormituksesta), mutta pääoja on lähes yhtä suuri kuormittaja (45 % kuormituksesta) (kuva 24A). Lisäksi on huomioitava, että ojanäytteet on suodatettu huokoskooltaan suuremman filterin läpi (1,2 μm) ja Kiiminkijoen kiintoaine on suodatettu 0,4 μm suodattimen läpi. Näin ollen voidaan olettaa, että ojien kiintoainepitoisuudet ovat suurempia kuin mitä kuvassa 24B on esitetty.

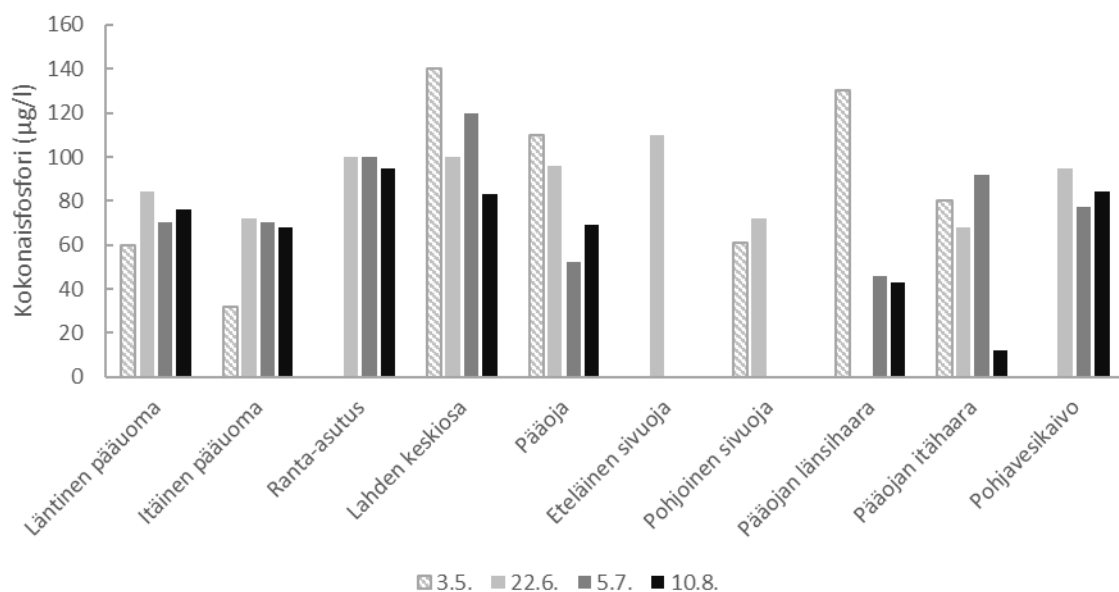


Kuva 23. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) päiväkuormitus B: Vahtolanlahden DOC-kuormituksen lähteet ja määrät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

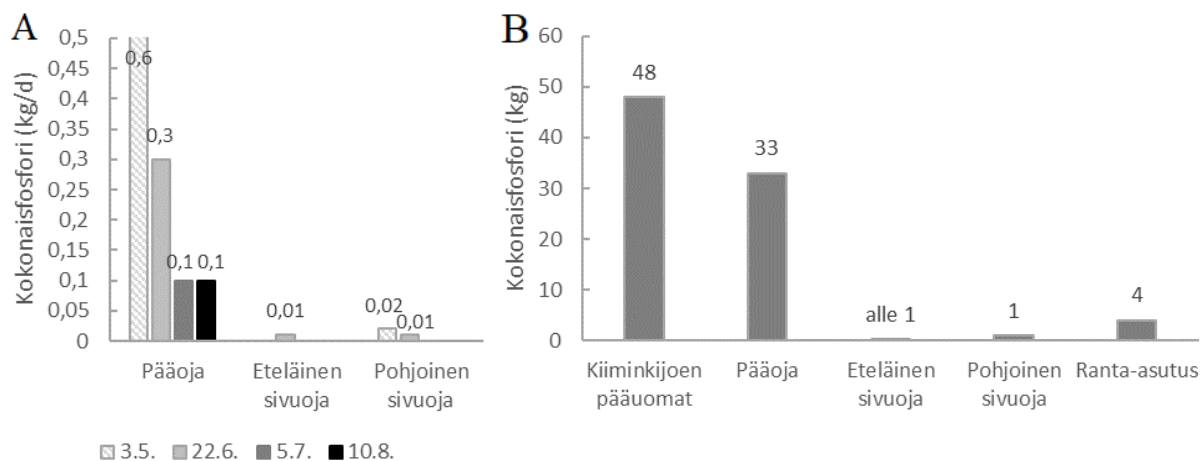


Kuva 24. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien kiintoaineen päiväkuormitus B: Vahtolanlahden kiintoainekuormituksen lähteet ja määrät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021. Kiintoaineen suodattimen huokoskoko pääuomien pitoisuusmittauksissa ollut 0,45 μm , kun taas ojien suodattimen huokoskoko 1,2 μm (GF/C).

Kokonaisfosforin suurimmat pitoisuudet mitattiin lähes poikkeuksetta Vahtolanlahden keskiosasta (kuva 25). Myös pääojan länsihaaran kevättulvan aikainen pitoisuus oli suuri. Suurin fosforikuormitus tulee Vahtolanlahdelle kevättulvan aikaan (kuva 26A). Noin 56 % näytteenottokauden fosforikuormituksesta on peräisin Kiiminkijoesta, noin 38 % pääojasta ja noin 5 % ranta-asutuksesta eli jätevesistä (kuva 26B).

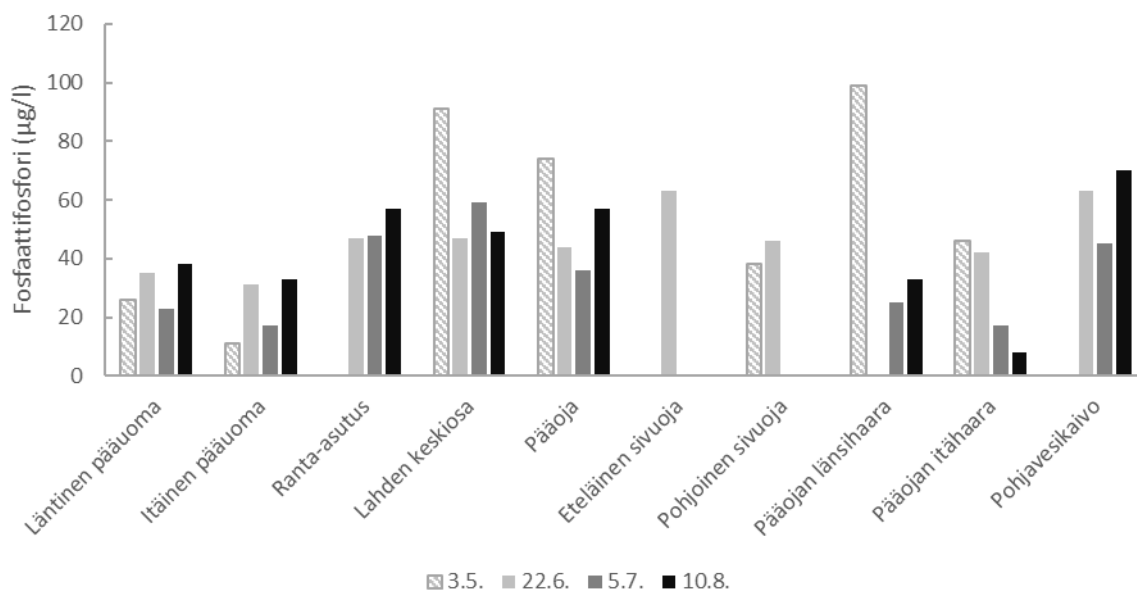


Kuva 25. Kokonaisfosforipitoisuus (TP) mittaajajankohdina.

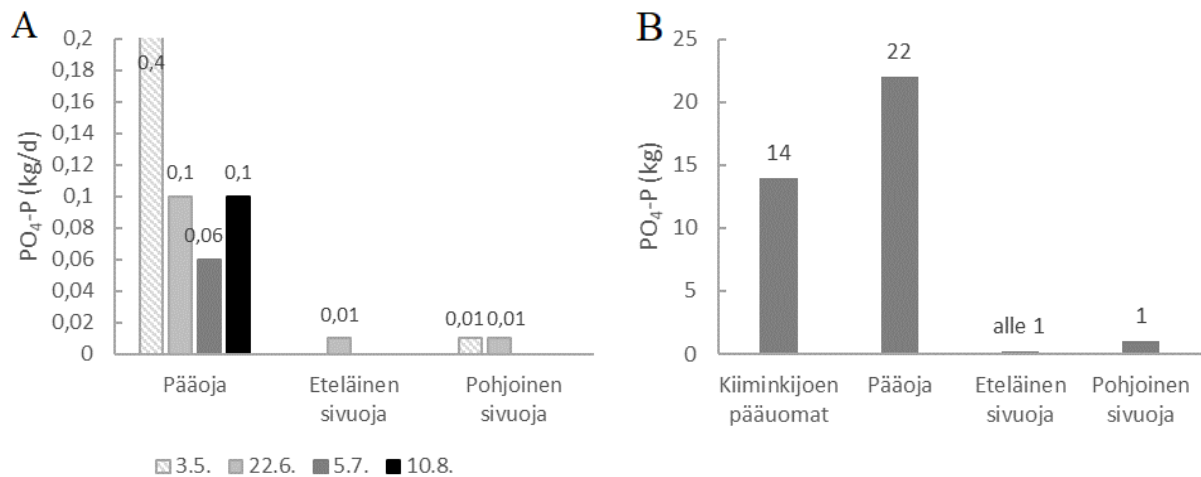


Kuva 26. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien kokonaisfosforin päiväkuormitus B: Vahtolanlahden kokonaistypen kuormituslähteet ja kuormitusmäärät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

Fosfaattifosforin osalta suurimpia pitoisuuksia mitattiin kevättulvan aikaan Vahtolanlahden keskiosasta sekä pääojasta ja sen länsihaarasta (kuva 27). Myös suurimmat kuormitusmäärät saavutettiin kevättulvan yhteydessä (kuva 28A). Suurin fosfaattifosforin kuormittaja on pääoja (60 %), Kiiminkijoen ollessa toiseksi suurin kuormittaja (38 %) (kuva 28B).

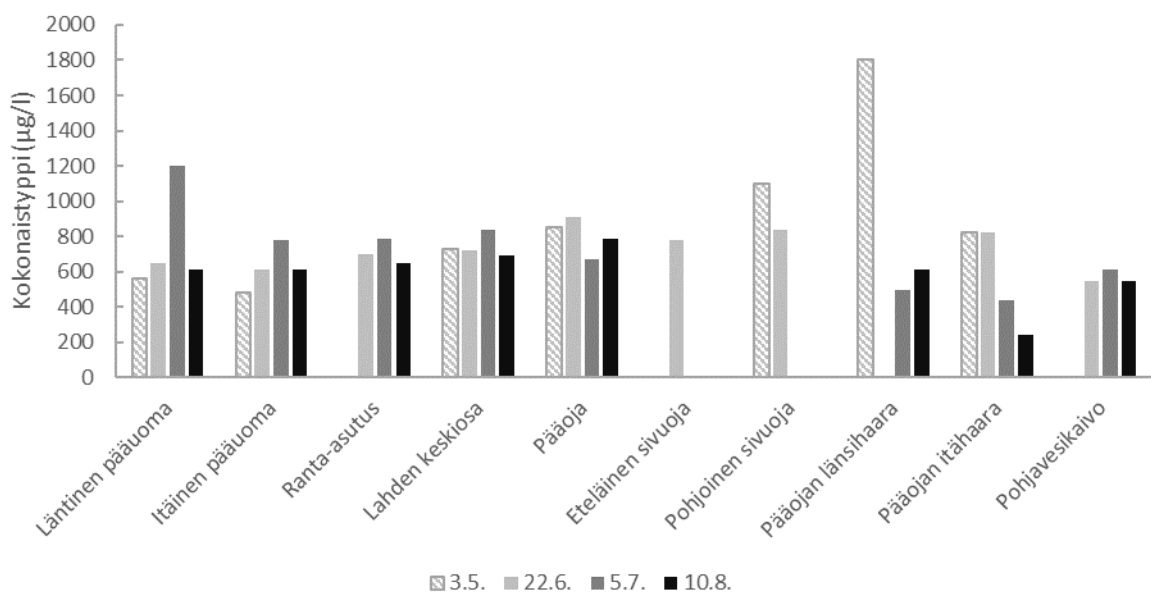


Kuva 27. Fosfaattifosforipitoisuus (PO₄-P) mittausajankohtina.

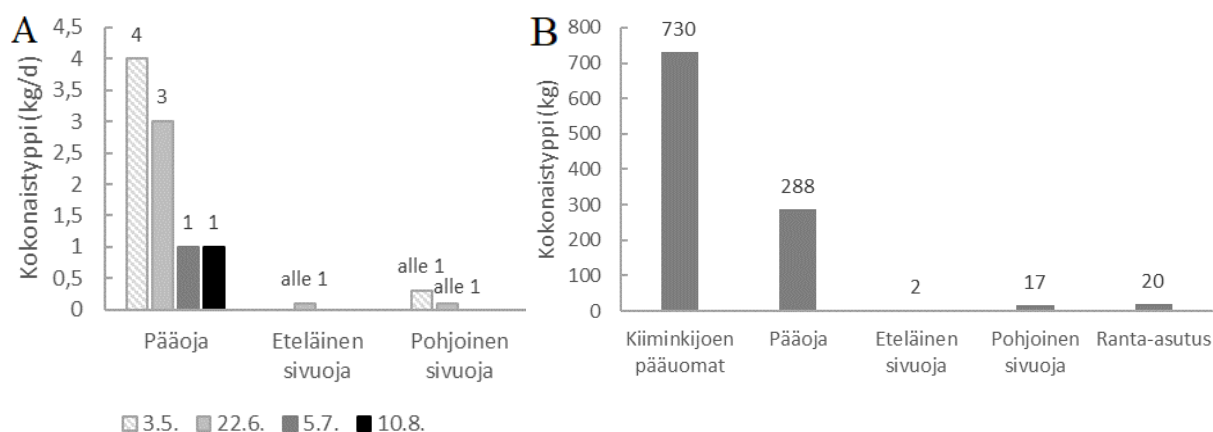


Kuva 28. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien fosfaattifosforin (PO₄-P) päiväkuormitus B: Vahtolanlahden fosfaattifosforin (PO₄-P) kuormituslähteet ja kuormitusmäärät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

Suurimmat typpipitoisuudet mitattiin pohjoiselta sivuojalta sekä pääojan länsihaaralta kevättulvan aikaan. Myös läntisen pääuoman heinäkuun näyte oli typpipitoisuudeltaan korkeimpia (kuva 29). Suurin typpikuormitus ajoittuu kevättulvaan (kuva 30A). Suurin osa typpikuormituksesta on peräisin Kiiminkijoesta (69 %). Pääojan kuormitus on noin 27 % näytteenottokauden kuormituksesta (kuva 30B). Hieman alle 2 % typpikuormituksesta on peräisin ranta-asumisesta (eli jätevesistä).

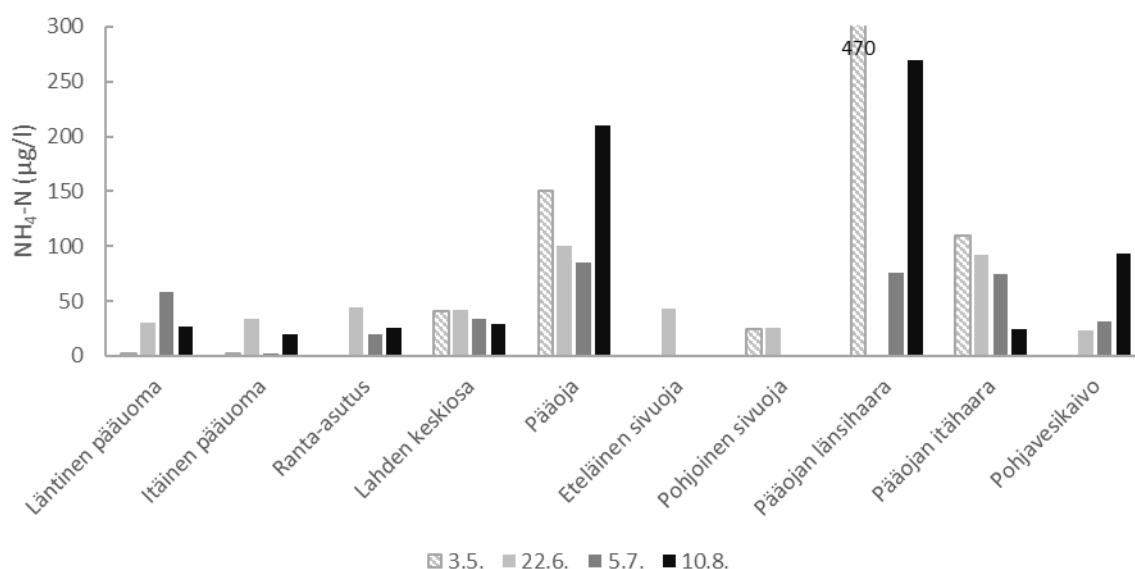


Kuva 29. Kokonaistypipitoisuus (TN) mittausajankohtina.

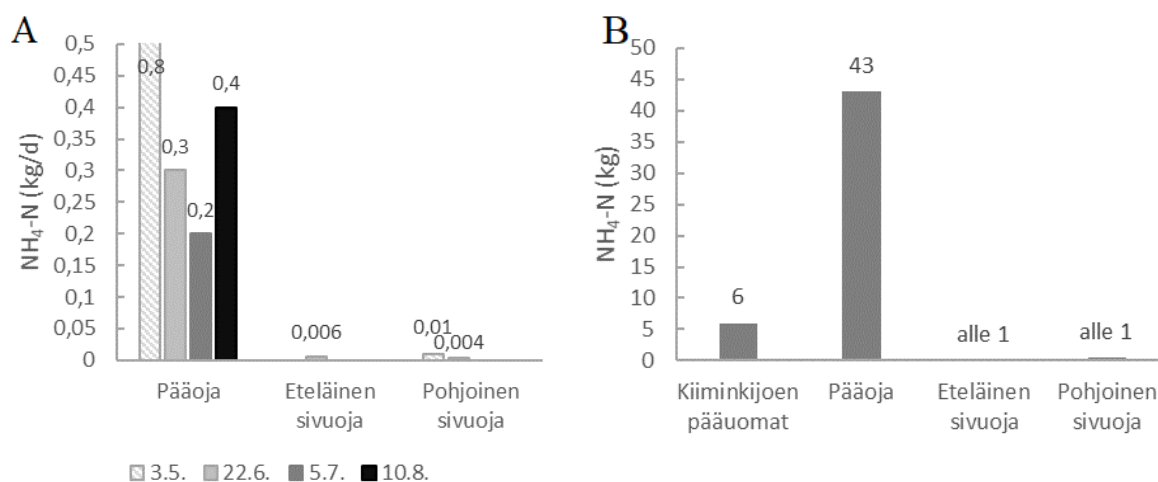


Kuva 30. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien kokonaistyyppien päiväkuormitus B: Vahtolanlahden kokonaistyyppien kuormituslähteet ja kuormitusmäärät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

Suurimmat ammoniumtyyppipitoisuudet mitattiin pääojan länsihaarasta kevättulvan ja elokuun mittauksissa (kuva 31). Läntisen ja itäisen pääuoman ammoniumtyyppipitoisuus oli toukokuun mittauksissa alle määrittäysrajan (<5 µg/l). Kiiminkijoen pääuomien pitoisuudet olivat pienimpiä. Pääojasta peräisin oleva kuormitus on kevättulvan lisäksi ollut suurta myös elokuussa (kuva 32A). Tarkasteltaessa pääuomien, pääojan ja pohjoisen sivuojan tuomia ammoniumtyypin kuormitusmääriä, suurin osa ammoniumtyypistä kulkeutuu Vahtolanlahteen pääojan virtaaman mukana (vrt. muita pitoisuuksia). Noin 87 % ammoniumtyyppikuormituksesta on peräisin pääojasta ja vain noin 12 % Kiiminkijoesta (kuva 32B).

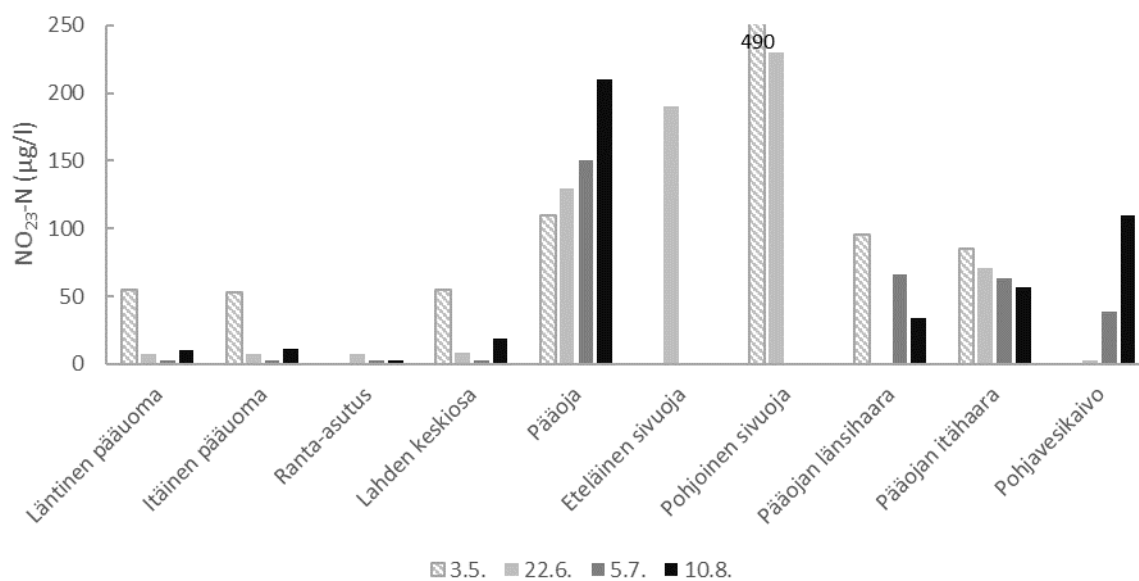


Kuva 31. Ammoniumtyyppipitoisuus (NH₄-N) mittausajankohtina.

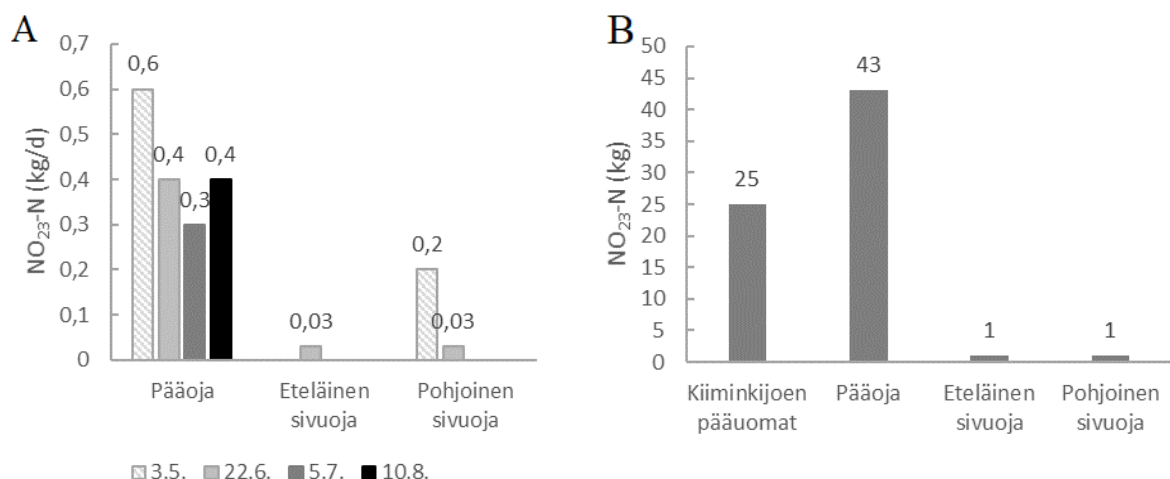


Kuva 32. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien ammoniumtypen päiväkuormitus B: Vahtolanlahden ammoniumtypen kuormituslähteet ja kuormitusmäärät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

Nitraatti- ja nitriittitypen osalta huomattavasti muita suurempia pitoisuuksia mitattiin pohjoiselta sivuojalta, pääojasta sekä eteläiseltä sivuojalta (kuva 33). Heinäkuun näytteenotossa Vahtolanlahdella sijaitsevien näytteenottopisteiden nitraatti- ja nitriittisummapitoisuudet olivat alle määrittäysrajan. Nitraatti- ja nitriittitypen kuormitus oli suurimmillaan kevättulvan, kesäkuun sateiden ja elokuun näytteenoton aikaan (kuva 34A). Vaikka suurimmat pitoisuudet mitattiin pohjoiselta sivuojalta, suurin kuormitus on peräisin pääojasta (noin 61 %) (kuva 34B). Kiiminkijoen kuormitus on noin 36 prosenttia.



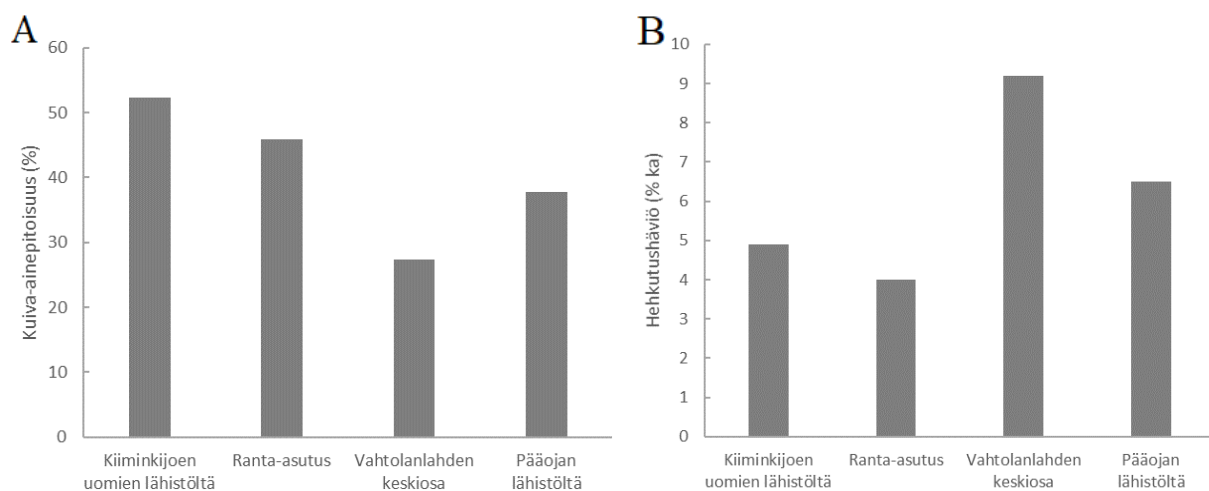
Kuva 33. Nitraatti- ja nitriittitypen summan pitoisuudet (NO₂₃-N) mittausajankohtina.



Kuva 34. A: Vahtolanlahteen laskevien ojien nitraatti- ja nitriittitypen summan päiväkuormitus B: Vahtolanlahden nitraatti- ja nitriittitypen kuormituslähteet ja kuormitusmäärät (kg) näytteenottokaudella 3.5.-11.8.2021.

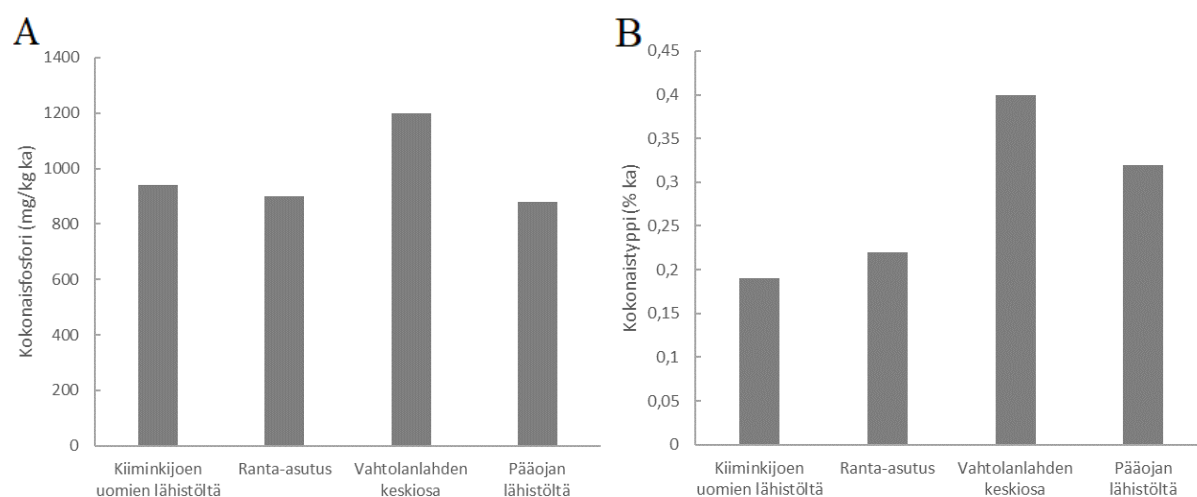
5.5 Vahtolanlahden pohjasedimentin ja huokosveden tulokset

Pohjasedimentin kuiva-ainepitoisuus vaihteli sedimenttinäytteenottopisteissä 27–52 % välillä (kuva 35A). Suurin kuiva-ainepitoisuus oli pääuomien lähistöltä mitatussa pisteessä, kun taas pienin kuiva-ainepitoisuus saatiin Vahtolanlahden keskiosasta. Hehkutushäviö eli orgaanisen aineksen osuus vaihteli näytteenottopisteissä 4–9 % välillä (kuva 35B). Hehkutushäviön osalta suurin prosentuaalinen osuus mitattiin Vahtolanlahden keskiosassa ja pienin ranta-asutuksen yhteydessä.

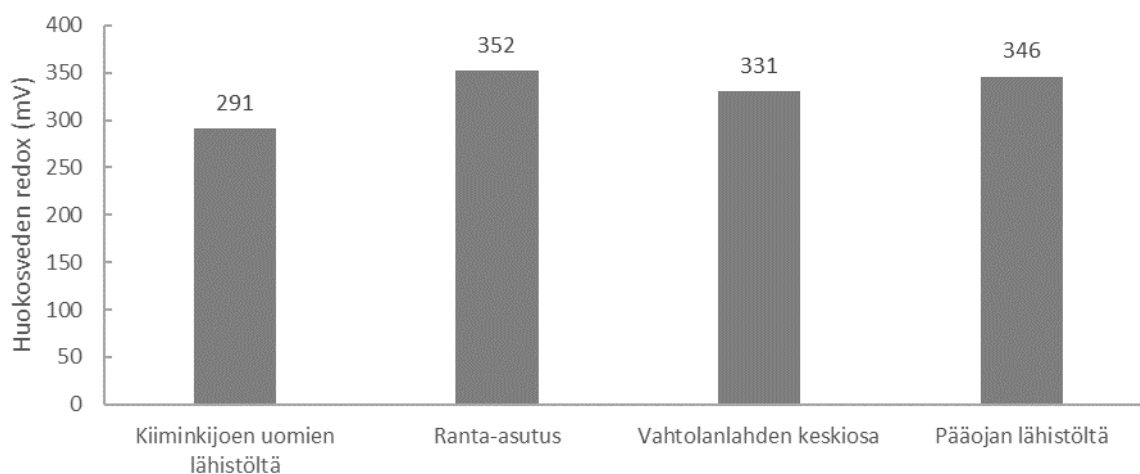


Kuva 35. A: Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden kuiva-ainepitoisuus prosentteina B: Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden hehkutushäviö prosentteina kuiva-aineesta.

Pohjasedimentin kokonaisfosforipitoisuus vaihteli sedimenttinäytteenottopisteissä välillä 880–1200 mg/kg kuiva-aineesta (kuva 36A). Suurin fosforipitoisuus oli Vahtolanlahden keskiosassa. Muissa näytepisteissä pitoisuus oli lähes yhtä suuri. Kokonaistypen osalta pitoisuudet vaihtelivat näytepisteissä välillä 1900–4000 mg/kg kuiva-aineesta (kuva 36B). Suurimmat pitoisuudet mitattiin Vahtolanlahden keskiosasta sekä pääojan lähistöltä. Pienimmät typpipitoisuudet mitattiin pääuomien lähistöltä sekä ranta-asutuksen tuntumasta. Huokosveden redoxpitoisuudet vaihtelivat Vahtolanlahden sedimenttipisteissä 291–352 mV välillä (kuva 37). Suurin redoxpitoisuus mitattiin ranta-asutuksen läheltä, pienin Kiiminkijoen pääuomien lähettäviltä.



Kuva 36. A: Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden kokonaisfosforipitoisuus (mg/kg ka) B: Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden kokonaistyyppipitoisuus (% ka).



Kuva 37. Huokosveden redoxpotentialiaali (mV) sedimenttinäytteenottopisteissä 12.10.2021.

6 Tulosten tarkastelu

6.1 Vahtolanlahden määrittely

Munsterhjelmin (1997) mukaan Suomen rannikolla ja saaristossa pienet, matalat ja suojaiset meren laguunit, fladat ja kluuvit ovat yleisiä. Vahtolanlahti on ominaisuuksiltaan fladan kaltainen vesistömuodostuma, sillä maankohoaminen vaikuttaa sen kehitykseen ja se on kahden uoman kautta yhteydessä Kiiminkijoen suistoon ja siten todella lähellä merta. Lisäksi meriveden korkeuden vaihtelut vaikuttavat selvästi Vahtolanlahden vedenkorkeuteen (kuva 18A). Fladan määritelmän yhtenä ehtona on veden suolapitoisuus. Sen tulisi olla vesimuodostumassa sama kuin sitä ympäröivissä saaristovesissä (Airaksinen & Karttunen 2001: 16). Fladan määritelmä täyttyy myös, mikäli murtoveden trofogeeneisen kerroksen (eli vesistön valoisan pintavesikerroksen, jossa fotosynteesi tapahtuu) suolapitoisuus on vähintään 0,2‰ (Ingmar 1975 Munsterhjelmin 1997: 4 mukaan).

Tätä 0,2 promillen rajaa Vahtolanlahden suolapitoisuus ei ainakaan sähkönjohtavuudesta laskettavien arvojen perusteella ylitä, vaikka suolapitoisuutta indikoiva sähkönjohtavuus on Vahtolanlahdessa Suomen sisämaan luonnonvesien keskiarvoa korkeampi. Myös kuva 18B tukee ajatusta siitä, ettei Vahtolanlahdelle tuleva vesi ole peräisin Perämereltä. Mikäli vesi olisi peräisin mereltä, pitäisi veden suolapitoisuutta indikoivan sähkönjohtavuuden nousta Vahtolanlahdessa vedenkorkeuden noustessa (Oravainen 1999: 11; Hayashi 2004). Näin ei kuitenkaan tapahdu, sillä meriveden nostaessa Vahtolanlahden vedenkorkeutta sähkönjohtavuus Vahtolanlahdessa laskee merkittävästi. Tämä johtunee todennäköisesti siitä, että merivesi patoaa Kiiminkijoen vettä, jolloin osa siitä virtaa Vahtolanlahteen vähentäen veden sähkönjohtavuutta.

Vahtolanlahti onkin fladan sijaan lampi. Tosin lammen määritelmä ei ole selkeä, sillä eroa järven ja lammen välille ei ole standardisoitu. Tolosen ym. (2019: 28) mukaan lampi on järveä pienempi makean veden allas. Heidän mukaansa lammet ovat yleensä kooltaan alle 10 hehtaaria. Kuitenkin eräiden lähteiden mukaan lampi nimitystä voidaan käyttää vesistöstä, joka on tarpeeksi matala, että auringon valo yltää pohjaan asti, ja että juurtuneet vesikasvit voivat kasvaa kaikkialla (Biggs 2005: 694). Vahtolanlahden vesisyvyys on paikoitellen vain noin 20 cm ja merivedenkorkeuden ollessa matala Vahtolanlahden pohja tulee paikoin näkyviin veden alta (kuva 9). Tämän vuoksi vesikasvillisuutta esiintyy myös Vahtolanlahden keskiosissa.

6.2 Vahtolanlahden tila

Vahtolanlahden vesi lämpenee mataluutensa vuoksi voimakkaasti keväällä. Esimerkiksi toukokuun näytteenottojaksolla ojista tulevan veden lämpötila oli noin 5 °C, kun samaan aikaan Vahtolanlahden keskellä lämpötilaksi mitattiin jo 9 °C. Vahtolanlahden nopealla lämpenemisellä on vaikutusta kasvillisuuden runsauteen, sillä lämpötilan nousu vaikuttaa kasvien tuottavuuteen (Hatfield & Prueger 2015). Näin ollen Vahtolanlahden veden nopea lämpeneminen mahdollistaa kevättulvan mukanaan tuomien ravinteiden paremman hyödyntämisen, sillä nopeasti lämpenevä vesi on leville suotuisampi kuin viileä (Seuna ym. 1986: 396).

Veden pH-arvo nousi Vahtolanlahdella ja siihen laskevissa ojissa näytteenottokaudella, mikä viittaisi kasvukauden aikaiseen rehevöitymiseen (Seuna ym. 1986: 415), sillä lisääntynyt fotosynteesi nostaa pH:ta (Palmstrom ym. 1988: 12). Khanin ja Ansarin (2005) mukaan rehevöityminen aiheuttaa yleisimmin vesikasvien liiallista kasvua, mikä selittääkin Vahtolanlahden runsaan vesikasvillisuuden. Veden pH pysyy koko näytteenottokauden alle kahdeksassa, joten Håkansonin ja Janssonin (1983: 248) mukaan sedimentin pitäisi pystyä sitomaan fosforia. Tällä on merkitystä mahdollisten kunnostusmenetelmien valinnassa, sillä tämän perusteella Vahtolanlahden kuormitus on pääsääntöisesti ulkoista eikä muodostuman sisäistä kuormitusta.

Vahtolanlahti, todennäköisesti mataluutensa vuoksi, ei ole hapeton missään vaiheessa. Ulvin ja Lakson (2005: 132) mukaan alhaisen happipitoisuuden takia ravinteet voivat liueta pohjasedimentistä veteen nopeammin. Vahtolanlahdesta mitattujen kohtuu korkeiden liuenneen liuenneen hapen pitoisuuksien perusteella, ravinteet eivät siis liukene tai liukenevat vain hitaasti Vahtolanlahden pohjasedimentistä. Näytteenottokaudella happipitoisuus vaihteli jonkin verran, mikä Särkän (1996: 51) mukaan viittaisi vesistön runsasravinteisuuteen. Vesi- ja ympäristöhallituksen (1988: 34) mukaan Vahtolanlahden vesistö kuuluu vesistön laadullisen yleisluokituksessa tyydyttävään tilaan, sillä happipitoisuuksista laskettava hapen kyllästysaste vaihtelee näytteenottokaudella noin 73–87 % välillä. Toisaalta osa happipitoisuuden vaihtelusta voidaan selittää veden lämpötilan vaihteluilla, sillä happea liukenee kylmään veteen enemmän kuin lämpimään (Oravainen 1999: 4). Tämä seikka selittää loppukesän pienimmät happipitoisuusarvot (Maatalousministeriö 1968: 10).

Vahtolanlahden ja siihen laskevien ojien sähkönjohtavuudet ovat Suomen sisävesien sähkönjohtavuuden keskiarvoa korkeampia. Pääojan ja sivuojien muita näytteenottopisteitä

suuremmat sähkönjohtavuusarvot kertovat mahdollisesti niistä peräisin olevien vesien suuremmista kuormituksista, sillä Seunan (1986: 415) mukaan ihmistoiminta lisää vesistöjen sähkönjohtavuutta. Esimerkiksi pääojan itähaaran korkea sähkönjohtavuus kertoo todennäköisimmin siitä, että uoman vesi on peräisin voimakkaasti viljellyiltä alueilta (Särkkä 1996: 50). Myös kuvat 10 ja 11 tukevat tätä ajatusta, sillä pääoja virtaa usean pellon läpi, jolloin sadevesi voi helposti kuljettaa mukanaan muun muassa ravinteita pelloista sen vieressä virtaavaan ojaan. Menneisyydessä pääoja on ollut lähes koko pituudeltaan peltojen ympäröimä. Kemppaisen (2014: 3) mukaan vanhalla maankäytöllä on vaikutusta vesistön kuormitukseen ja siksi alueella aiemmin sijainneilla pelloilla voi olla vielä pitkään vaikutusta Vahtolanlahden kuormittumiseen.

Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus oli kaikissa näytteenottopisteissä Pohjois-Pohjanmaan ja Kainuun vesistöjen keskiarvoa korkeampi (7,8 mg/l) (Rantakari ym. 2008). Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuudesta suurin osa on liuenneessa muodossa. Vahtolanlahteen tuleva liuennut orgaaninen hiili on todennäköisimmin peräisin Vahtolanlahden valuma-alueen maataloudesta (Luo ym. 2019: 1876) sekä Kiiminkijoen valuma-alueen maankäyttömuodoista. Liuenneen orgaanisen hiilen Suomen keskiarvoa suurempi pitoisuus ja siitä aiheutuva kuormitus on haasteellinen Vahtolanlahden osalta, sillä Mulhollandin ym. (1990: 2) mukaan liuennut orgaaninen hiili toimii heterotrofisten mikrobien energianlähteenä ja edistää siten korkeampien trofisten tasojen tuottavuutta. Tällä tarkoitetaan sitä, että esimerkiksi planktonin määrän lisääntyminen mahdollistaa niitä syövien kalojen määrän lisääntymisen. Lisäksi DOC-kuormitus värjää veden ruskeankellertäväksi (kts. Weyhenmeyer ym. 2014).

Kevättulvan yhteydessä pääojan vesien mukana Vahtolanlahdelle tulee huomattava määrä kiintoainetta. Seunan ja Vehviläisen mukaan (1986: 232, 234) mukaan jäiden lähtöaikaan kiintoaineen pitoisuudet ovat suurimmillaan, sillä kevättulvan aikana veden virtausnopeus kasvaa ja uomien pohjalle kerääntynyt aines lähtee liikkeelle. Uoman pohjan ja rantojen puhdistuttua helposti irtoavasta aineksestä kiintoainepitoisuus pienenee, mikä on nähtävissä myös Vahtolanlahden tuloksista. Vaikka Kiiminkijoen kiintoainepitoisuuden määrittämiseen käytetty suodatin oli pienempi suodatinkooltaan (eli suurempi osa kiinteästä aineesta jäi suodattimeen ja punnittavaksi), olivat pääojan kiintoainepitoisuudet suurempia. Tämä selittyy todennäköisesti sillä, että pääojan valuma-alueen peltoprosentti on suurempi kuin Kiiminkijoen valuma-alueen, mikä vaikuttaa alueelta huuhtoutuvaan kiintoaineen määrään (Vymazal & Březinová 2018). Tattarin ym. (2015: 9) mukaan suuri kiintoainekuormitus edistää vesistön umpeenkasvua, ja siksi kiintoainekuormitukseen pitäisi puuttua kunnostustoimin.

Vahtolanlahden kokonaisfosforipitoisuus tasaantui kevättulvan aikaisesta piikistä kesäkaudelle. Tämä viittaisi hajakuormituksen olevan Vahtolanlahden ensisijainen kuormituksen aiheuttaja, sillä Saarijärven & Sammalkorven (2005: 66–67) mukaan sisäkuormitteisen vesistön fosforipitoisuudet kasvavat kesän aikana. Suurimmat fosforikuormitukset ovat todennäköisimmin peräisin Vahtolanlahden sekä Kiiminkijoen valuma-alueella harjoitetusta maataloudesta. Etenkin Vahtolanlahden keskiosasta mitatut kokonaisfosforipitoisuudet ovat seisovien vesien keskiarvoa korkeammat, mutta myös Vahtolanlahdelle virtaavien vesien fosforipitoisuudet ovat selvästi virtaavien vesien keskiarvoa suuremmat (Särkkä 1996: 64–65). Nürnbergin (1996) kokonaisfosforipitoisuuden rehevyysluokituksen mukaan kaikki näytepisteet olivat fosforipitoisuuden osalta ainakin osalla mittauskerroista ylireheviä. Vain itäisen pääuoman sekä pääojan itä- ja länsihaaran voidaan katsoa olleen ajoittain lievästi reheviä ja reheviä.

Teorian mukaan fosfaattifosforia ei pitäisi juurikaan löytyä tuotantokaudella päällysvesistä, sillä levien pitäisi käyttää se välittömästi hyödykseen (Särkkä 1996: 64). Näin ei kuitenkaan tutkimusalueella ole, vaan esimerkiksi Vahtolanlahden keskiosassa fosfaattifosforipitoisuus (yli 40 µg/l) on koko näytteenottokauden ajan huomattavasti Suomen keskiarvoa (4 µg/l) korkeammalla. Keväällä fosfaattifosforipitoisuudet Vahtolanlahden keskellä ovat lähes 100 µg/l, pääojan tuodessa 74µg/l pitoisuudeltaan olevaa vettä. Näillä talven jälkeisillä fosfaattimäärillä on ratkaiseva osuus keväällä muodostuvan kasviplanktonin määrään (Särkkä 1996: 64). Näin ollen ainakin pääojan mukanaan tuomiin fosfaattifosforimääriin kannattaa kiinnittää huomiota kunnostusmenetelmien valinnoissa. Korkeat kokonaisfosfori- ja fosfaattifosforipitoisuudet antavat viitteitä siitä, ettei fosfori ole Vahtolanlahden rehevöitymisen minimitekijä.

Vahtolanlahden keskeltä otetut näytteet ovat mineraaliravintesuhteeltaan jokaisella näytteenottokerralla alle 5 ja kokonaisravintesuhde alle 10, mikä tarkoittaisi sitä, että Vahtolanlahden minimiravinne olisi typpi. Tätä päätelmää tukee myös aiemmin todettu fosfaattifosforin suuri määrä päällysvesissä tuotantokaudella. Vaikka typpi on suhdelukujen perusteella minimiravinne, myös sen pitoisuudet ovat Vahtolanlahdella varsin korkeita. Forsbergin ja Rydingin (1980) sekä Nürnbergin (1996) kokonaistypen rehevyysluokituksen mukaan Vahtolanlahden ja sen ympäristön näytepisteiden typpipitoisuudet vaihtelivat lievästi rehevän ja rehevän välillä. Poikkeuksena heinäkuun läntisen pääuoman typpipitoisuus, joka Nürnbergin (1996) luokituksen mukaan yltää jopa ylireheväksi.

Ammoniumtyyppipitoisuudet ovat Vahtolanlahden näytepisteissä Suomen keskiarvon tasolla (Särkkä 1996: 67). Luonnollisesti ammoniumtypen määrä on alhainen, mutta Vahtolanlahdella sen pitoisuutta nostavat todennäköisimmin valuma-alueen maatalous lannoitteineen (Vu ym. 2017: 612–613). Pääojasta ja sivuoista tulevat nitraatti- ja nitriittitypen summan pitoisuudet (110–490 µg/l) ovat huomattavasti Suomen vesistöjen keskimääräistä nitraattitypen määrää (92 µg/l) korkeammat (Särkkä 1996: 67). Etenkin pohjoisen sivuojan nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuus on huomattavan korkea. Tämä todennäköisesti selittyy sillä, että pohjoinen sivuoja on lyhyt oja, joka saa alkunsa hevostilalta. Näin vesimäärältään pieneen ojaan liukenee huomattava määrä eläinten lannasta ja rehusta peräisin olevia ravinteita. Keskikesällä nitraatti- ja nitriittitypen pitoisuudet ovat Vahtolanlahdella olleet pieniä (alle määritysrajan eli alle 5 µg/l), sillä avovesiaikaan levät ottavat nitraatin käyttöönsä (Oravainen 1999: 20). Tämä nitraatti- ja nitriittitypen vähäinen määrä antaisi myös viitteitä siitä, että tyyppi olisi Vahtolanlahden rehevöitymisen minimitekijä.

Vaikka suurin kuormitus typen (69 %) ja fosforin (55 %) osalta on laskelmien perusteella peräisin Kiiminkijoesta, on tärkeämpää tarkkailla ammonium- sekä nitraatti- ja nitriittitypen sekä fosfaattifosforin kuormituksen aiheuttajaa, sillä nämä ravinnemuodot ovat leville suoraan käyttökelpoisessa muodossa (Särkkä 1996: 64; Oravainen 1999: 20), ja näihin pitoisuuksiin vaikuttamalla voidaan selkeimmin hidastaa Vahtolanlahden rehevöitymistä. Suurimmat fosfaattifosforin, ammoniumtypen sekä nitraatti- ja nitriittitypen kuormitukset tulevat Vahtolanlahdelle pääojan vesien mukana, joten kunnostustoimet rehevöitymisen estämiseksi kannattaa keskittää pääojan kuormituksen vähentämiseen.

Tutkielmassa ei kerätty tietoa pohjaveden purkautumista määristä, joten tutkielman perusteella ei voida sanoa paljonko pohjavettä alueelle purkautuu. Kuitenkin pohjaveden pitoisuudet näyttäisivät olevan keskimäärin samansuuruisia tai laimeampia Vahtolanlahden keskiosan pitoisuuksiin nähden. Näin ollen voitaisiin olettaa, että mikäli pohjavesiä alueelle purkautuu, on niiden vaikutus Vahtolanlahdelle lähinnä vettä laimentava. Pohjavesien laatuun vaikuttavat erilaiset ympäristötekijät, kuten maaperän koostumus ja maannos sekä eliöt ja ihmiset (Soveri ym. 2001: 281). Esimerkiksi nitraattia päätyy pohjaveteen usein maa- ja metsätalouden lannoitteista (Korkka-Niemi & Salonen 1996: 64, 73). Tämä esimerkiksi selittäisi pohjaveden korkean nitraatti- ja nitriittitypenpitoisuuden, sillä Vahtolanlahden valuma-alueella peltoja on runsaasti.

Niinimäen ja Penttisen (2020: 15) mukaan kokonaisfosforia on pohjasedimentissä yleensä 1000–3000 mg/kg kuiva-aineesta. Vahtolanlahden pohjasedimentin (880–1200 mg/kg ka) kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelu on kuta kuinkin kyseisen vaihteluvälin sisällä. Orgaanisen aineen pitoisuus (hehkutushäviö 4–9 %) on pohjasedimentissä 40–92 g/kg kuiva-aineesta. Suurin osa Vahtolanlahden pohjasedimentistä on siis epäorgaanista ainesta.

Hiilen ja typen sekä hiilen ja fosforin suhde kuvaavat sedimentin rehevyyttä. Karuissa vesistöissä C:N-suhde on korkea ja orgaanisen aineen pitoisuus alhainen. Rehevässä päinvastoin. Tezukan (1990) mukaan typpeä vapautuu sedimentistä huokosveteen, mikäli hiilen ja typen välinen massaluku (C:N) on alle 10:1. Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden mukaan kyseinen suhde on jokaisessa näytteenottopisteessä ollut tuota massalukua korkeampi eli sedimentistä ei tämän mukaan pitäisi vapautua typpeä. Hiilen ja typen suhde (C:N) pintasedimentissä kuvastaa vesistöön kohdistuvaa kuormitusta (Håkanson & Jansson 1983: 25). Suhdeluvun ollessa yli 10, vesistöön kohdistuu pääasiassa ulkoista kuormitusta (Väisänen 2009: 24). Vahtolanlahden C:N-suhdeluku vaihtelee 18–26 välillä, mikä viittaisi siihen, että vesistöön kohdistuisi pääasiassa ulkoista kuormitusta.

Hiilen ja fosforin välinen massasuhdeluvun ollessa alle 58: 1, fosfaattifosforin on havaittu vapautuvan sedimentistä (Tezuka 1990). Vahtolanlahden massasuhdeluku on alle kyseisen suhdeluvun Kiiminkijoen uomien ja ranta-asutuksen näytteenottopaikoilla ja suurempi kuin suhdeluku Vahtolanlahden keskellä ja pääojan lähistöllä. Näin ollen fosfaattifosforia vapautuisi pohjasedimentistä Kiiminkijoen sekä ranta-asutuksen näytteenottopaikoilla ja Vahtolanlahden keskellä sekä pääojan lähistöllä se pysyisi pohjasedimentissä sitoutuneena. Huokosvesinäytteiden perusteella ravinteiden pitäisi pysyä sitoutuneena pohjasedimenttiin, sillä jokaisen sedimenttipisteen redoxpotentiaali oli raudan hapettumista tai pelkistymistä määräävää noin +200 mV:n redoxpotentiaalia korkeammat. Näin ollen Vahtolanlahtea kuormittaa todennäköisimmin valuma-alueelta peräisin oleva hajakuormitus ja sisäinen kuormitus on suhdelukujen, redoxpotentiaalien ja pH-arvojen perusteella vähäistä.

6.3 Vahtolanlahden vedenlaadun parantaminen

Vahtolanlahden vedenlaadun parantamiseksi tulisi ensisijaisesti estää hajakuormituksen syntyminen tai vähentää kuormituksen syntyä. Nämä vaativat joukon erilaisia toimenpiteitä, kuten maatalouden tuotantomenetelmiä kehittämistä, suojavyöhykkeitä tai säätösalaojituksia (Mattila 2005: 143–145). Tällaiset toimet vaativat kuitenkin sitoutumista jokaiselta valuma-

alueella asuvalta. Toinen vaihtoehto on keskittyä pysäyttämään ja vähentämään ravinteiden kulkeutumista Vahtolanlahteen. Nykyisen maankäytön lisäksi ravinteiden vähentäminen vaatii tietoa myös alueiden aikaisemmista hyödynnystavoista.

Tehokkaimmin vesistöjen rehevöitymistä voidaan estää pienentämällä samanaikaisesti sekä fosforin että typen kuormitusta (Pietiläinen ym. 2008: 7). Koska suurin osa orgaanisesta hiilestä on liuenneessa muodossa, ei laskeutusallas ole pääojan kuormituksen vähentämisen tehokkain ratkaisu. Sen sijaan kosteikko on todennäköisesti parempi ratkaisu, sillä kosteikot vähentävät ravinnekuormituksen lisäksi myös kiintoainekuormitusta (Puustinen ym. 2001: 7). VESIKOT-projektin loppuraportin mukaan kosteikossa, jonka pinta-ala on 2 % yläpuolisesta valuma-alueesta, fosforin poistuma on noin 30 % ja typen noin 20 %. Edullisissa olosuhteissa ja riittäväksi mitoitettussa kosteikossa havaittu typen poistuma on ollut jopa 48 %, fosforin 62 % ja kiintoaineen 60 % (Puustinen ym. 2001). Myös Crumpton ym. (2020: 741) ovat tutkimuksessaan saaneet saman kaltaisia tuloksia kosteikkojen toiminnasta ravinteiden ja kiintoaineen sitoijina. Kosteikkojen etuna ovat myös runsas kasvillisuus, mikä hidastaa veden virtausnopeutta. Tämä lisää hienomman kiintoaineen laskeutumisen kosteikon pohjalle ja kiintoaineen sekä siihen sitoutuneiden ravinteiden sedimentoitumista (Puustinen ym. 2001: 8, 12). Kiintoaineen pääsyn estäminen Vahtolanlahteen on sen madaltumisen estämisen kannalta olennaista, sillä kiintoaine näyttäisi olevan lammen madaltumisen aiheuttaja.

Kasvillisuuspeitteen lisäksi kosteikkojen kiintoaineen ja ravinteiden sitomistehokkuutta voidaan varmistaa ja parantaa esimerkiksi takaamalla kosteikkoon tarpeeksi pitkä viipymä, jotta veden virtaus saadaan mahdollisimman pieneksi (Puustinen ym. 2001: 49). Kosteikon on oltava mahdollisimman monipuolinen ja siinä on hyvä olla syviä avovesipintaisia osia, matalan veden alue ja tulva-alue (Puustinen ym. 2001: 49–50). Puustisen ym. (2001: 17) mukaan avovesipintaisen kosteikon pohjalle muodostuvat hapettomat olosuhteet, jotka ovat denitrifikaatiolle suotuisat. Kasvillisuuskosteikon liittäminen avovesipintaisen kosteikon jatkoksi alajuoksulle saadaan parhaimmat kuormitusvähennykset (Puustinen ym. 2001: 17). Tutkimukset ovat osoittaneet, että pinta-alaltaan suhteessa valuma-alueen pinta-alaan selvästi suuremmat kosteikot toimivat paremmin kiintoaineen ja ravinteiden pidättäjinä (Kirkkala & Ventelä 2002: 27). Jotta kosteikon avulla saavutettaisiin sille asetetut vesiensuojelliset tavoitteet, tulisi sen olla vähintään 2 % yläpuolisesta valuma-alueesta (Puustinen ym. 2001: 49). Kirkkalan ja Ventelän (2002: 28) mukaan kosteikon tulisi mieluiten olla jopa 3–5 % yläpuolisen valuma-alueen pinta-alasta, jotta se toimisi tehokkaasti kiintoaineen ja ravinteiden pidättäjänä.

Puustisen ym. (2001: 13) mukaan typen ja fosforin pidättyminen on sitä tehokkaampaa, mitä korkeampia niiden pitoisuudet ovat kosteikkoon tulevassa vedessä. Tämä tulisi huomioida kosteikon sijoittelussa, sillä yleensä yläpuolisen valuma-alueen pinta-alan kasvaessa peltoisuus tavallisesti pienenee ja valumavesien pitoisuudet alenevat. Siksi kosteikon paras sijainti olisi mahdollisimman lähellä peltoja, karjasuojia tai muita kuormituslähteitä (Puustinen ym. 2001: 13). Jos kosteikko perustetaan paikkaan, jossa maaperän fosforipitoisuus on korkea, esimerkiksi entiselle pellolle, tulee ylin maakerros poistaa ennen kosteikon rakentamista, sillä muutoin kosteikko saattaa sitomisen sijaan vapauttaa fosforia (Puustinen ym. 2001: 15, 49).

Pääojaan huuhtoutuu paljon peltojen kuormitusta. Paras paikka kosteikolle voisi olla mahdollisesti Raakkulahden alueella, missä pääojan länsi- ja itähaara yhdistyvät pääojaksi, mikäli tarkastelisimme nykyistä maankäyttöä (on kostea alue valmiiksi). On kuitenkin selvää, että myös vanhalla maankäytöllä on vaikutusta vesistön kuormitukseen (Kemppainen 2014: 3). Pellot ovat ennen sijainneet paljon lähempänä Vahtolanlahtea (kuva 11), joten mahdollisesti paras paikka kosteikolle on hieman ennen pääojan yhdistymistä Vahtolanlahteen.

Kosteikkojen lisäksi suodatinratkaisut tunnetaan vesiensuojelutekniikasta melko tehokkaina partikkeleiden erottajina, mutta sellaisenaan suodatin on heikko liukoisten ravinteiden erottaja. Lisäksi suodatin voi tukkeutua nopeasti pidättämästään materiaalista, jolloin se pitää puhdistaa esimerkiksi poistamalla siitä liettynyt pintakerros. Tämä tarkoittaa siis enemmän ylläpitoa (Mattila 2005: 147). Hiekkasuodatuskenttä poistaa hyvin fosforia (keskimäärin 75 %), mutta tyypeä ne eivät pidätä (Kirkkala & Ventelä 2002: 28). Tämän vuoksi hiekkasuodatuskentät eivät ole Vahtolanlahden kunnostuksen varteenotettava menetelmä, sillä juuri typpikuormituksen (minimiravinteen) vähentämisellä voidaan selkeimmin hidastaa Vahtolanlahden rehevöitymistä. Kosteikko ei vaadi juurikaan ylläpitoa ja se sitoo kiintoaineen lisäksi sekä tyypeä että fosforia. Siksi kosteikko voisi toimia Vahtolanlahden kunnostuksessa parhaiten.

Länsirannan asuntojen jätevesienpuhdistukseen on tulossa lähivuosina muutos, sillä asunnot liittyvät kunnallisen jätevesienpuhdistuksen piiriin (Hoikka 2021). Tämänhetkinen länsirannalta aiheutuva jätevesikuormitus fosforin osalta on noin 17,3 g vuorokaudessa (noin 6,4 kg/ vuosi) ja typen osalta noin 90,3 g (35,5 kg/ vuosi). Kun alue siirtyy kunnalliseen jätevedenpuhdistukseen ei näistä laskennallisista jätevesistä aiheudu enää Vahtolanlahteen kuormitusta. Uudistus koskee kuitenkin vain länsirannan asuntoja, sillä itä- ja kaakkoisranta ei ole suunniteltu yhdistettävän kunnallisen jätevesihuollon pariin. Itä- ja kaakkoisrannalta

aiheutuu tällä hetkellä noin 19,91 gramman päivittäinen fosforikuormitus (7,2 kg/ vuosi) ja 111,2 gramman päivittäinen typpikuormitus (40,5 kg/ vuosi), mikäli kaikkien alueella olevien mökkien ja asuntojen jätevesien puhdistuksessa on käytössä vain sakokaivot. On kuitenkin huomioitava, että ranta-asutuksen jätevesien osuus kokonaistyppikuormituksesta on alle 2 % ja fosforikuormituksesta alle 5 %. Näin ollen länsirannan jätevesienkäsittelymuodon muuttuminen kunnallisen jätevesihuollon pariin ei muuta huomattavasti Vahtolanlahden kuormituksen määrää, sillä kuormitus vähenee teoreettisesti typen osalta vain yhden prosentin ja fosforin osalta 2,5 prosenttia.

6.4 Vahtolanlahden vesisyvyyden lisääminen

Vahtolanlahdelle voidaan lisätä vesisyvyyttä pohjasedimenttiin kohistuvilla toimilla. Vesisyvyyden lisääminen Vahtolanlahdella on virkistyskäytön parantamisen lisäksi myös rehevöitymisen kannalta suositeltavaa. Vesisyvyyden lisääminen hidastaisi Vahtolanlahden veden lämpenemistä keväisin, mikä vaikuttaisi kasvien tuottavuuteen. Veden ollessa pidempään viileää, voi suurikin ravinnekuormitus olla kykenemätön tekemään vesistöstä rehevöityneen (Khan & Ansari 2005: 463). Suomalaisissa vesistöissä veden lämpötila rajoittaakin valumavesien fosforin hyväksikäyttöä. Vesisyvyyden lisääminen Vahtolanlahdella edesauttaisi maahiukkasiin sitoutuneen fosforin sedimentoitumista ennen kuin vesi kerkeää lämmetä levien kasvulle sopivaksi ja näin levien määrä Vahtolanlahdella vähenisi (Seuna ym. 1986: 396).

Veden riittävän korkeuden takaamisen lisäksi Vahtolanlahden vesisyvyyttä voitaisiin lisätä tilapäisen kuivattamisen avulla. Cooke ym. (1993) ovat tutkimuksessaan todenneet, että suuren vesipitoisuuden ja epäselvä veden ja sedimentin rajapinnan omaava pehmeä sedimentti tiivistyy huomattavasti kuivuessaan. Vahtolanlahden sedimentti on ainakin pintakerrokseltaan löysää (esimerkiksi kuiva-ainepitoisuus keskiosassa vain 27,3 %) ja huokosvesinäytteenotossa huomattiin, että sedimentin ja veden rajapinta oli todella epäselvä (huokosvesinäytteenotin meni tukkoon sedimentistä, vaikka käsin kokeilemalla sedimenttiä ei tuntenut). Parhaiten tämä menetelmä sopii hienojakoisille ja pehmeille sedimenteille, jotka sisältävät runsaasti epäorgaanista ainesta. Jos sedimentti koostuu orgaanisesta, turvemaisesta aineesta, voi kunnostus kuivattamalla epäonnistua (Lehmikangas 2005: 305). Sedimenttinäytteiden perusteella suurin osa Vahtolanlahden sedimentistä on epäorgaanista ainesta, joten menetelmän pitäisi sopia ainakin tältä osin.

Vahtolanlahteen laskevalle pääojalle pitäisi todennäköisesti tehdä kuivatuksen ajaksi ohitus Kiiminkijokeen. Vahtolanlahteen ei laske pääojan lisäksi muita suurempia oja, joten sen suhteen kuivatus voitaisiin toteuttaa suhteellisen pienillä muutoksilla (Martinmäki ym. 2010: 34). Pohjasedimentin kuivuminen ja jäätyminen vähentävät myös vesikasvillisuutta ja vesisyvyyyden lisääntyminen vähentää kasvillisuuden takaisin kasvua (Lehmikangas 2005: 301), mikä helpottaisi Vahtolanlahden virkistyskäyttöä niin veneilijän kuin uimarin näkökulmasta. Kuivatus vaatii kuitenkin muutamien asioiden huomioimista. Vahtolanlahden pitäisi olla ainakin vuosi kuivillaan, jotta sedimentin tiivistyminen olisi tehokkainta (Lehmikangas 2005: 303). Tämän vuoksi menetelmä vaatii rannan ja vesialueen omistajilta suostumuksen. Lisäksi kuivattamista suunniteltaessa tarvitaan tässä työssä kerättyjen tietojen lisäksi tietoja muun muassa Vahtolanlahden syvyysuhteista, pohjasedimentin paksuudesta ja koostumuksesta. Pohjasedimentistä tulee tietää ainakin vesipitoisuus, orgaanisen aineen määrä ja happamuus (Lehmikangas 2005: 305).

Sedimentin ruoppaus ei ole pakollinen toimenpide Vahtolanlahdella, sillä sedimentin ja huokosveden ominaisuudet antavat ymmärtää, että pohjasedimentti pidättää ravinteita. Pienruoppauksilla voidaan kuitenkin lisätä järven vesisyvyyttä ja -tilavuutta, ja näistä voi olla monia myönteisiä vaikutuksia järven tilaan ja veden laatuun sekä vesistön osien tai ranta-alueiden käyttökelpoisuuden edistämiseksi (Viinikkala ym. 2005: 213). Viinikkalan ym. (2005: 213) mukaan laajat, kokonaisen vesistön kunnostukset ruoppaamalla ovat harvinaisia, sillä ruoppaaminen on pinta-alayksikköä kohti kallista. On olemassa muita menetelmiä, joilla voidaan päästä edullisemmin parempiin tuloksiin järven kokonaistilan kannalta. Siksi Vahtolanlahden vesisyvyyttä voitaisiin kokonaisvalttisesti lisätä sen tilapäisellä kuivattamisella eikä ruoppaamalla. Usein vesistöjen kunnostushankkeiden yhteydessä yksityiset rannanomistajat ruoppaavat omia rantojaan (Viinikkala ym. 2005: 213), mikä myös Vahtolanlahden kunnostamisen yhteydessä voisi olla mahdollinen toimenpide.

Liiallinen vesikasvillisuus voi aiheuttaa huomattavaa haittaa rannan käyttökelpoisuudelle. Kasvien joukossa on ikävä uida, ja veneellä kulku voi olla hankalaa. Ruoppauksessa kasvit kaivetaan juurineen, kasvien leviäminen uudelleen samalle alueelle kestää kauan. Vesisyvyyyden kasvaessa riittävän suureksi kasvit eivät voi kasvaa ruopatulla alueella enää ollenkaan. Kasvillisuuden poistamiseksi yleensä riittää, kun pohjasedimentistä poistetaan 30 cm (Viinikkala ym. 2005: 213, 224).

Ruoppaaminen vaatii kuitenkin monien asioiden huomioon ottamista. Ruopausmassoille on löydettävä läjitysalue. Ruoppausmassojen läjittämisestä voi aiheutua merkittäviä kuljetus- ja käsittelykustannuksia, mikäli läjitysalue on kaukana (Viinikkala ym. 2005: 218). Läjittämisessä on otettava huomioon erityisesti vesiensuojelu, sillä ruopatut massat ja niiden kuivatusvedet eivät saa sellaisenaan päätyä takaisin vesistöön. Vaihtoehtona on hyödyntää ruoppausmassat esimerkiksi peltoviljelyssä, maisemointitöissä tai viherrakentamisessa, mikä voi vaikuttaa suotuisasti hankkeen kannattavuuteen (Viinikkala ym. 2005: 2013, 217).

Ruoppauksia rajoittavat myös niistä aiheutuvat haitalliset vaikutukset ympäröivään vesialueeseen, sillä ruopatessa irtoava maa-aines sekoittuu veteen aiheuttaen veden samentumista. Myös kiintoaine- ja ravinnepitoisuudet nousevat ruoppauskohdan ympärillä (Viinikkala ym. 2005: 213). Tällaisilta haitoilta kuitenkin vältyttäisiin, jos pienruoppaukset suoritettaisiin Vahtolanlahden ollessa kuiva. Lisäksi vesistön tilapäisen kuivatuksen yhteydessä tehdyt ruoppaukset ovat halvempia, sillä kuivuneen, tiivistyneen sedimentin kaivaminen ja käsittely on helpompaa ja yksinkertaisempaa kuin veden alta ruoppaaminen ja sedimenttimassojen kuljettaminen ja sijoittaminen läjitysalueelle tai hyötykäyttöön helpottuu (Lehmikangas 2005: 305). Ruoppauksen haittoja voidaan vähentää ruoppauksen ajankohdalla. Talvi on ympäristön kannalta paras ajankohta ruoppaukselle. Kesällä ruoppaaminen voi häiritä vesistön virkistyskäyttöä ja aiheuttaa haittoja naapurikiinteistöille. Ruoppauksia ei siksi suositella tehtäväksi myöskään kesäisin (Viinikkala ym. 2005: 223). Näistäkin haitoista päästäisiin, mikäli rannat ruopattaisiin Vahtolanlahden ollessa kuiva.

Vedenpinnan nostaminen on sopiva vesistön kunnostusmenetelmä silloin, kun vesistön tai sen osien mataluus rajoittaa vesistön käyttöä. Edellytyksenä vedenpinnan nostoon on se, ettei sen vaikutuksesta aikaisemmin vedenpinnan yläpuolella olleita ranta-alueita jäisi kovin paljoa kesävedenpinnan alapuolelle ja että vedennostosta saatavan hyödyn on oltava olennaisesti suurempi kuin ranta-alueilla siitä aiheutuva haitta (Lakso 2005: 229). Vahtolanlahdella kunnostustoimi ei varsinaisesti olisi vedenpinnan nosto, vaan pikemminkin vedenkorkeuden vaihtelujen tasaaminen, jotta Vahtolanlahti ei pääsisi ajoittain kuivumaan pohjaan saakka. Tällainen menetelmä ei siis valtaisi uutta pinta-alaa ranta-alueilta, sillä vesi vaihtelee joka tapauksessa Vahtolanlahdella. Vahtolanlahden suulle, Kiiminkijoen uomiin voitaisiin rakentaa pohjapadot, joiden avulla vähennettäisiin kesävedenpinnan vaihteluja (Lehmikangas 2005: 303). Pohjapadolla eli ylisyöksypadolla tarkoitetaan patoa, jonka korkeimman kohdan yli vesi virtaa vapaana patoaltaasta pois (Hagelberg ym. 2012: 14). Pohjapadon avulla Vahtolanlahdelle voitaisiin turvata määrätty alivedenkorkeus (Vesihallitus

1985: 8). Pohjapadot tasaisivat meriveden vaikutusta Vahtolanlahden vedenkorkeuteen silloin, kun merivesi on erittäin matalalla. Näin Vahtolanlahti ei pääsisi kuivumaan pohjaan saakka, vaan esimerkiksi veneily lammella voitaisiin mahdollistaa koko veneilykaudelle.

Pohjapadon suunnittelussa on huomioitava muun muassa se, että padosta kannattaa tehdä leveäselkäinen, jotta se ei lähtisi sortumaan. Oleellista on, että tukikivet ovat tarpeeksi isokokoisia, suodatinkangasta on riittävän pitkälle penkereen puolelle ja että savea tai muuta tiivistysmassaa on tarpeeksi (Hagelberg ym. 2012: 14–15). Pohjapadon suunnittelussa pitää huomioida uoman maaperä (Vesihallitus 1985: 47). Pohjapadosta aiheutuu myös haittaa veneilylle, silloin kun vedenpinta on pohjapadon tasolla, sillä pohjapato katkaisee yhteyden muihin vesistöihin (Vesihallitus 1985: 8), tässä tapauksessa Kiiminkijokeen ja Perämerelle. Lisäksi pohjapato voi haitata myös kalastusta, mikäli pato estää kalannousun vesistöön (Vesihallitus 1985: 8). Tähän voidaan kuitenkin vaikuttaa tekemällä pato riittävän loivaksi ja matalaksi, jotta kalat pääsevät liikkumaan padon kivikon yli (Hagelberg ym. 2012: 14) ja jotta Vahtolanlahti ei jäisi liian pitkäksi aikaa padotuksi. Käytännössä kaikki vesistöjen vedenpinnan nostohankkeet vaativat vesilain mukaisen luvan (Lakso 2005: 231), ja pohjapatoihin tuleekin hakea lupaa viranomaiselta. Toisaalta, jos tilapäisen kuivattamisen avulla Vahtolanlahden vesisyvyyttä saataisiin lisättyä tarpeeksi, ei pohjapatoja enää tarvita: syvyyden lisääntyminen estää itsessään Vahtolanlahden kuivumista pohjaan saakka.

6.5 Virhelähteet

Vaikka tässä pro gradu -työssä käytetyt mittaus- ja aineistonkeruumenetelmät ovat monipuolisia, on tuloksissa paljon epävarmuustekijöitä. Hydrologisiin havaintoihin sisältyy aina virheitä, jotka voidaan jaotella seuraavasti: tilastolliset otantavirheet, satunnaisvirheet sekä systemaattiset virheet. Tilastolliset otantavirheet johtuvat väistämättömästi otoksen äärellisyydestä (Kuusisto & Laasanen 1986: 292). Vahtolanlahden tapauksessa näytteenottokertoja ja -pisteitä olisi voinut olla enemmän, jolloin tilastollisten otantavirheiden osuus olisi työssä voitu minimoida.

Satunnaisvirheet aiheutuvat mittausten epätarkkuudesta (Kuusisto & Laasanen 1986: 292). Kuitenkin satunnaisvirheitä pyrittiin minimoimaan esimerkiksi virtaamamittausten kohdalla pitämällä siivikkoa useamman kymmenisen sekuntia vedessä, jolloin hetkelliset virtaaman muutokset voitiin erottaa ”normaalista” virtauksesta ja tulos oli mahdollisimman relevantti (Hyvärinen & Puupponen 1986: 167). Systemaattisten virheiden taustalla on usein

mittalaitteen systemaattinen virhe (Kuusisto & Laasanen 1986: 292). Virhe voi aiheutua joko itse mittalaitteesta tai vaikkapa mittaajasta. Systemaattisten virheiden pienentämiseksi esimerkiksi kenttämittari kalibroitiin ennen jokaista näytteenottokertaa ja mittaukset suorittivat aina yksi ja sama henkilö. Lisäksi liitteissä 10 ja 11 on kerrottu virhemarginaaleista laboratorionäytteissä.

Yllä olevan perusteella voidaankin siis todeta, että koska ojien virtaamamittauksia on tehty vain muutama, on niistä lasketut kokonaisvesimäärät Vahtolanlahteen hyvin karkeita. Todellisuudessa vesimäärä voi olla joko pienempi tai suurempi, sillä tämänhetkiset arviot pää- ja sivuojien vesimäärästä perustuvat neljän lyhyen hetken virtaustietoon. Sama ongelma on myös Kiiminkijoen vesimäärien arviossa, sillä ne perustuvat vain Vahtolanlahden korkeusvaihteluun tarvittaviin vesimääriin, eivätkä ne näin ollen ota kantaa siitä, tuleeko vesi jäädäkseen Vahtolanlahdelle vai tekeekö se vain mutkan palatakseen takaisin Kiiminkijokeen. Kuitenkin näillä virtaamilla voitiin laskea suuntaan antavia kuormituksia Vahtolanlahdelle, jotka helpottavat kuormituksen alkuperän hahmottamista. Myös kevättulvavirtaamien ajoituksissa voi olla heittoa, sillä sekä Kiiminkijoen että Sanginjoen valuma-alueet ovat Vahtolanlahden valuma-aluetta suurempia. Toisaalta Vahtolanlahden alueelle osuessaan rankkasateet voivat vaikuttaa varsin nopeasti virtaamiin.

7 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tämän pro gradu- tutkielman taustalla oli tarve saada Vahtolanlahdesta vedenlaadullisesti parempi sekä virkistyskäytöllisesti monipuolisempi kuin mitä se nykypäivänä on. Vahtolanlahti on ajansaatossa mataloitunut huomattavasti, ja meriveden korkeuden ollessa matalalla, Vahtolanlahti pääsee ajoittain ja paikoittain kuivumaan jopa pohjaan saakka. Lisäksi lammella vesikasvillisuus on runsasta, mikä haittaa veneilyä ja uintia. Tutkielman keskeisinä tavoitteina oli selvittää Vahtolanlahden nykytila, Vahtolanlahtea kuormittavat tekijät sekä kuormituslähteiden tiedon avulla löytää ratkaisuja, joilla parantaa Vahtolanlahden vedenlaatua sekä virkistyskäyttömahdollisuuksia. Tutkielmaa varten kerättiin kenttämittausten, vesinäytteiden, sedimentti- ja huokosvesinäytteiden sekä virtaamamittausten avulla aineisto. Lisäksi havaintoaineistoa on täydennetty Hertta-tietokannasta saaduilla aineistoilla. Pitoisuuksien ja virtaamien avulla Vahtolanlahdelle tulevaa kuormitusmääriä ja -lähteitä arvioitiin laskennallisesti.

Ensimmäisenä tutkimuskysymyksenä on *Mitkä tekijät kuormittavat Vahtolanlahtea?* Tulosten perusteella Vahtolanlahdelle saapuvasta vesimäärästä suurin osa on peräisin Kiiminkijosta. Tämä suuri vesimassa tuo mukanaan suurimman ravinnekuormituksen niin kokonaistypen kuin kokonaisfosforin osalta. Toisena suurena kuormittajana on pääoja, jonka vedet tuovat mukanaan suurimman osan fosfaattifosforia sekä ammoniumtyppeä ja nitraattisekä nitriittityppeä. Koska nämä fosforin ja typen fraktiot ovat tärkeimpiä rehevöitymisen aiheuttajia, on pääojan kuormitus Vahtolanlahdelle Kiiminkijokea merkittävämpi pienemmästä vesimäärästä huolimatta. Muita pienempiä kuormittajia ovat ranta-asutuksesta peräisin olevat jätevedet sekä Vahtolanlahteen laskevat pohjoinen sekä eteläinen sivuoja. Näiden kolmen kuormituslähteen suhteellinen osuus kokonaiskuormituksesta on kuitenkin pieni verrattuna Kiiminkijoen ja pääojan kuormitukseen.

Toisena tutkimuskysymyksenä on *Mitä mahdollisia kunnostus- ja ennallistamistoimia Vahtolanlahdelle voidaan suorittaa?* Vahtolanlahti on typen osalta rehevä ja fosforin osalta ylirehevä, joten Vahtolanlahti tarvitsee vesiensuojelutoimenpiteitä, jotta tila voisi kohentua. Vedenlaadun osalta rehevöitymisen hidastamiseksi kustannustehokkain ratkaisu on puuttua pääojan kuormitukseen kosteikon avulla, sillä monipuolisella kosteikolla saadaan vähennettyä ravinteiden lisäksi myös kiintoainekuormitusta, joka näyttäisi olevan syy Vahtolanlahden mataloitumiseen. Sivuojien ja ranta-asutuksesta peräisin olevaan kuormitukseen ei ole välttämätöntä puuttua, sillä niiden kuormitukset olivat pieniä ja siten suurillakaan

investoinneilla ei saada aikaan merkittäviä vedenlaadun muutoksia. Vahtolanlahden virkistyskäytön parantamiseksi ratkaisuna on vesisyvyyden lisääminen. Keinoja vesisyvyyden lisäämiseen ovat Vahtolanlahden tilapäinen kuivatus, pohjapatojen rakentaminen Kiiminkijoen uomiin sekä rantojen pienruoppaus. Pohjapatoja ei välttämättä tarvita, jos tilapäisen kuivattamisen avulla Vahtolanlahden vesisyvyyttä saadaan lisättyä niin, ettei lampi pääse enää luonnostaan kuivumaan pohjaan saakka.

Lopullisten kunnostusmenetelmien suunnittelu ja toteutus tulee vaatimaan jatkonäytteenottoja ja -mittauksia Vahtolanlahdella. Lisäksi tulevaisuus, kuten ilmastonmuutos tulee muuttamaan kunnostusmenetelmien toimivuutta. Esimerkiksi Kortelaisen ym. (1997: 635) mukaan ilmastonmuutos tulee vaikuttamaan valuntaan ja sitä kautta kuormituksen ajoitukseen: lämpimämmät talvet lisäävät talvivaluntaa, sillä suurempi osa sateista tulee vetenä. Tämä vähentää kevätvaluman osuutta vuotuisesta valunnasta. Näin ollen esimerkiksi kosteikkoja voidaan joutua kunnostamaan ja muokkaamaan muuttuville ympäristöolosuhteille sopiviksi.

Kiitokset

Suurkiitokset Onganranta & Vahtolanlahti ry:lle sekä Oulun yliopiston vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksikölle mielenkiintoisesta ja ajankohtaisesta graduaiheesta. Haluan kiittää myös Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskusta ja Ålandsbankenian tutkielmani rahoituksesta. Kiitän myös Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskuksen vesitalousasiantuntijaa Jukka Tuohinoa avusta mahdollisten kunnostustoimenpiteiden ja Vahtolanlahden määrittelyn kanssa.

Osoitan kiitokset myös Onganranta & Vahtolanlahti ry:n yhteyshenkilölle Tomi Hoikalle yleisestä asioiden järjestelemisestä ja kenttämittausten avustuksesta. Kiitos myös muille Onganranta & Vahtolanlahti ry:n jäsenille paikallistiedosta sekä avusta kenttämittausten parissa. Erityiskiitos asiantuntevasta avusta ja neuvoista työn rakenteen ja sisällön parissa tohtorikoulutettavalle Markus Saarelle sekä tutkijatohtori Heini Postilalle vesi-, energia- ja ympäristötekniikan tutkimusyksiköstä. Pro gradutyön ohjauksesta kiitän Jan Hjortia, Oulun yliopiston luonnonmaantieteen professoria.

Kiitän myös perhettäni ja avopuolisoani saamastani tuesta ja kannustuksesta työn loppuun saattamiseksi, sekä erityiskiitos pikkuveljelle ja –siskolle kesän maastokäyntien avustuksesta.

Lähdeluettelo

- Ahtiainen, M. & Huttunen, P. (1999). Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in brooks. *Boreal Environment Research* 4, 101–114.
<http://www.borenv.net/BER/archive/pdfs/ber4/ber4-101-114.pdf>
- Airaksinen, O. & Karttunen, K. (2001). *Natura 2000-luontotyyppiopas*. Ympäristöopas 46.
<https://core.ac.uk/download/pdf/17200045.pdf>
- Andersen, J. H., Carstensen, J., Conley, D. J., Dromph, K., Fleming-Lehtinen, V., Gustafsson, B. G., ... & Murray, C. (2017). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews* 92(1), 135–149.
<https://doi.org/10.1111/brv.12221>
- Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B. & Pechar, L. (2021). Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) – Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment* 766, 142647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142647>
- Benyahya, L., Caissie, D., St-Hilaire, A., Ouarda, T. & Bobée, B. (2007). A review of statistical water temperature models. *Canadian Water Resources Journal* 32(3), 179–192.
<https://doi.org/10.4296/cwrj3203179>
- Biggs, J., Williams, P., Whitfield, M., Nicolet, P. & Weatherby, A. (2005). 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of pond conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(6), 693–714.
<https://doi.org/10.1002/aqc.745>
- Bilotta, G. S. & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42(12), 2819–2861.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>
- Boyd, C. E., Tucker, C. S. & Viriyatum, A. (2011). Interpretation of pH, acidity, and alkalinity in aquaculture and fisheries. *North American Journal of Aquaculture* 73(4), 403–408.
<https://doi.org/10.1080/15222055.2011.620861>

- Bricker, O. P., Jones, B. F. & Bowser, C. J. (2005). Mass-balance approach to interpreting weathering reactions in watershed systems. Teoksessa Drever, J. I. (toim.) *Surface and ground water, weathering, and soils*, 119–132. Elsevier Ltd. Kidlington, United Kingdom.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F. Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:nposww\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:nposww]2.0.co;2)
- Carpenter, S. R. (2005). Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(29), 10002–10005. <https://doi.org/10.1073/pnas.0503959102>
- Christensen, K. K. & Andersen, F. Ø. (1996). Influence of *Littorella uniflora* on phosphorus retention in sediment supplied with artificial porewater. *Aquatic Botany* 55(3), 183–197. [https://doi.org/10.1016/s0304-3770\(96\)01061-3](https://doi.org/10.1016/s0304-3770(96)01061-3)
- Christianson, L. E., Bhandari, A. & Helmers, M. J. (2012). A practice-oriented review of woodchip bioreactors for subsurface agricultural drainage. *Applied Engineering in Agriculture* 28(6), 861–874. <https://doi.org/10.13031/2013.42479>
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A. & Newroth, P. R. (1993). Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Second edition. Lewis Publishers. 548 s.
- Correll, D. L. (1999). Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science* 78(5), 674–682. <https://doi.org/10.1093/ps/78.5.674>
- Crumpton, W. G., Stenback, G. A., Fisher, S. W., Stenback, J. Z. & Green, D. I. S. (2020). Water quality performance of wetlands receiving nonpoint-source nitrogen loads: Nitrate and total nitrogen removal efficiency and controlling factors. *Journal of Environmental Quality* 49(3), 735–774. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20061>
- Dallas, H. F. & Ross-Gillespie, V. (2015). Review: Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. *Water SA* 41(5), 712–726. <https://doi.org/10.4314/wsa.v41i5.15>
- Dodds, W. K. (2002). *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press, San Diego.

- Dodds, W. K., Perkin, J. S. & Gerken, J. E. (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. *Environmental Science & Technology* 47(16), 9061–9068. <https://doi.org/10.1021/es4021052>
- Ecke, F. (2009). Drainage ditching at the catchment scale affects water quality and macrophyte occurrence in Swedish lakes. *Freshwater Biology* 54(1), 119–126. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02097.x>
- Ekholm, P. & Mitikka, S. (2006). Agricultural lakes in Finland: Current water quality and trends. *Environmental Monitoring and Assessment* 116(1–3), 111–135. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7231-3>
- Eloranta, P. (2005). Järvien kunnostuksen limnologiset perusteet. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*, 13–30. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Ervasti-Julku, L. & Asumaa, M. (1986). Haukiputaan historiaa ja nykypäivää. Teoksessa Asunmaa, M., Ervasti-Julku, L. & Viironen, H. (toim.) *Haukipudas*. 15–54. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Forsberg, C. & Ryding, S. O. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 89(1–2), 189–207.
- Frisk, T., Bilaletdin, Ä., Kaipainen, H., Paananen, A. & Peltonen, A. (2007). *Pyhäjärven kunnostustarpeen selvitys*. Pirkanmaan ympäristökeskuksen raportteja 03/2007. <https://core.ac.uk/download/pdf/198183741.pdf>
- Geologian tutkimuskeskus (2014). Kallioperäkartta 1: 100 000. 17.8.2021. <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>
- Geologian tutkimuskeskus (2015). Maaperäkartta 1: 20 000 / 1: 50 000. 20.8.2021. <https://hakku.gtk.fi/fi/locations/search>
- Gross, A. & Boyd, C. E. (1998). A digestion procedure for the simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in pond water. *Journal of the World Aquaculture Society* 29(3), 300–303. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1998.tb00650.x>
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W. G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91(1–2), 26–42. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.08.008>

- Hagelberg, E., Karhunen, A., Kulmala, A., Larsson, R. & Lundström, E. (2012). *Käytännön kosteikkosuunnittelu. Tehohankkeen julkaisuja* 1/2012. https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/94187/K%c3%a4yt%c3%a4nn%c3%b6n%20kosteikkosuunnittelu%20TEHO-hankkeen%20julkaisuja%201_2012_web.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Hatfield, J. L. & Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes* 10, 4–10. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D. & Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology* 365(3–4), 310–321. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001>
- Hayashi, M. (2004). Temperature-electrical conductivity relation of water environmental monitoring and geophysical data inversion. *Environmental Monitoring and Assessment* 96(1–3), 119–128. <https://doi.org/10.1023/b:emas.00000031719.83065.68>
- Heikkinen, K. & Alasaarela, E. (1988). *Happamoituneiden vesistöjen neutralointi*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 18. <https://core.ac.uk/download/pdf/33724356.pdf>
- Henderson, C., Greenway, M. & Phillips, I. (2007). Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Science and Technology* 55(4), 183–191. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.108>
- Hirvikallio, H., Haapala, K., Korhonen, K. & Niemi, R. (1979). *Veden kiintoaineen määrittäminen: Erilaisten suodattimien vertailu*. Vesi- ja ympäristöhallitus tiedotus 184, 41–74. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/153779/Vesihallitus%20Tiedotus%20184.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hoikka, T. (2021). Ongantien viemäröintihanke. Henkilökohtainen sähköpostiviesti Ninni Laukkanen. 8.11.2021
- Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, C. J. & Tittone, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition: effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of Soil Science* 66(2), 320–328. <https://doi.org/10.1111/ejss.12224>

- Howarth, R. W. & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* 51, 364–376. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364
- Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and soil* 362(1–2), 389–417. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1429-7>
- Huttunen, M. J. & Kuittinen, V. (2011). *Suomen biokaasulaitosrekisteri n:o 14*. Kopijyvä Oy, Joensuu.
- Hümann, M., Schüler, G., Müller, C., Schneider, R., Johst, M. & Caspari, T. (2011). Identification of runoff processes – The impact of different forest types and soil properties on runoff formation and floods. *Journal of Hydrology* 409(3–4), 637–649. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.067>
- Hynninen, P. (1991). *Kiiminkijoen vesiensuojelusuunnitelma*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 79. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/214823/Vesi-%20ja%20Ymp%20c3%a4rist%c3%b6hallinnon%20julkaisuja%20-%20sarja%20A%2079%20OCR.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hämäläinen, I. (1986). Haukipudas. Teoksessa Tarkka, J., Eskola, M., Nurminen, M., Reitala, A., Rikkinen, K. & Sihvo, H. (toim.) *Finlandia: Otavan iso maammekirja 8: Pohjois-Pohjanmaa, Kainuu*. 41–44. Otava, Keuruu.
- Hyvärinen, V. & Puupponen, M. (1986). Valunta. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 152–225. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Håkanson, L. & Jansson, M. (1983). *Principles of lake sedimentology*. Springer-Verlag, Berlin, German.
- Häkkilä, J. (1986). Elinkeinoelämä ja väestö. Teoksessa Asunmaa, M., Ervasti-Julku, L. & Viironen, H. (toim.) *Haukipudas*. 55–64. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Ibisch, R., Austnes, K., Borchardt, D., Boteler, B., Leujak, W., Lukat, E., ... & Westphal, K. (2016). *European assessment of eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine waters*. ETC/ICM Technical Report 2/2016.
- Ingmar, T. (1975). Sjöavsnörningar från aktualgeologiska synpunkter. *Meddelanden från Växtbiologiska institutionen* 1/1975, 48–90.

- Jacob, H.-E. (1970). Chapter IV Redox potential. Teoksessa Norris, J. R. & Ribbons, R. P. (toim.) *Methods in Microbiology* 2. 91–123. Academic Press Inc, New York.
- Joensuu, S., Ahti, E. & Vuollekoski, M. (1999). The effects of peatland forest ditch maintenance on suspended solids in runoff. *Boreal Environment Research* 4, 343–355.
<http://www.borenv.net/BER/archive/pdfs/ber4/ber4-343-355.pdf>
- Kadlec, R. H. & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*. 2. p. CRC Press. Boca Raton.
- Kangas, A. (2011; toim). *Haja-asutuksen jätevedet – Lainsäädäntö ja käytännöt*. Ympäristöopas 2017.
https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/80090/YO_2017_Haja_asutuksen_jatevedet_Final.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- Kannel, P. R., Lee, S., Kanel, S. R. & Khan, S. P. (2007). Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 132(1–3), 93–110.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-9505-1>
- Karhunen, A. (2007). *Maatalousalueiden monivaikutteisten kosteikkojen yleissuunnitteluopas – ohjeita suunnittelijalle*. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2007.
https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134092/LOSra_1_2007.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Kemppainen, R. (2014). *Esiselvitys Satakunnan rannikon ruovikoista ja merenrantaniityistä*. Raportteja 54/2014.
https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/97325/Raportteja_54_2014.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Kersalo, J. & Pirinen, P. (2009). *Suomen maakuntien ilmasto*. Raportteja 2009:8.
<https://core.ac.uk/download/pdf/14910575.pdf>
- Keto, A., Lehtinen, A., Mäkelä, A. & Sammalkorpi, I. (2004). Lake restoration. Teoksessa Pertti Eloranta (toim.) *Inland and coastal waters of Finland*. 93–104. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi.

- Kettunen, I., Mäkelä, A. & Heinonen, P. (2008). *Vesistötietoa näytteenottajille*. Ympäristöopas/2008.
https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38813/YO_2008_Vesist%c3%b6tietoa.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Khan, F. A. & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: An ecological vision. *The Botanical Review* 71(4), 449–482. [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2005\)071\[0449:eaev\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2005)071[0449:eaev]2.0.co;2)
- Kim, S.-W., Park, J.-S., Kim, D. & Oh, J.-M. (2014). Runoff characteristics of non-point pollutants caused by different land uses and a spatial overlay analysis with spatial distribution of industrial cluster: a case study of the Lake Sihwa watershed. *Environmental Earth Sciences* 71(1), 483–496. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2933-7>
- Kirkkala, T. & Ventelä, A.-M. (2002). Pyhäjärven suojeluprojekti. *Vesitalous* 6/2002, 26–31. https://vesitalous.fi/wp-content/uploads/2013/07/6_2002.pdf
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., McDowell R. W., Flaten, D. N., Buda, A. R., Tao, L., ... & Zhu, Q. (2011). Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. *Plant and Soil* 349(1–2), 169–182. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0832-9>
- Koivusalo, H., Starr, M., Laurén, A. & Finér, L. (2007). Päätehakkuun ja maanmuokkauksen vaikutus veden kiertoon ja ravinnekuormitukseen. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2007, 296–301. <https://www.metsatieteenaikakauskirja.fi/pdf/article6409.pdf>
- Koljonen, S., Sammalkorpi, I., Vilmi, A. & Hellsten, S. (2020). *Vesistökunnostusten seurantojen toteuttaminen*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 13/2020. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/314485/SYKEra_13_2020_Vesistokunnostukset.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Korhonen, J. (2007). *Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut*. Suomen ympäristö 45/2007. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38428/SY_45_2007.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- Korkka-Niemi, K. & Salonen, V-P. (1996). *Maanalaiset vedet -pohjavesigeologian perusteet*. Vammalan kirjapaino Oy, Vammala.

- Korkonen, S., Weckström, J. & Korhola, A. (2020). Biogeography and ecology of freshwater chrysophyte cysts in Finland. *Hydrobiologia* 847(2), 487–499. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04112-0>
- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T. & Ekebom, J. (2019; toim.). *Suomen meriympäristön tila 2018*. SYKE:n julkaisuja 4. https://www.merialuesuunnittelu.fi/wp-content/uploads/2019/04/SYKE_Meriymp%C3%A4rist%C3%B6_2018.pdf
- Kortelainen, P., Saukkonen, S. & Mattsson, T. (1997). Leaching of nitrogen from forested catchments in Finland. *Global Biogeochemical Cycles* 11(4), 627–638. <https://doi.org/10.1029/97gb01961>
- Kortelainen, P., Finér, L., Mattsson, T., Ahtiainen, M., Sallantausta, T., Kubin, E. & Saukkonen, S. (2003). Luonnonhuuhtouma metsäisiltä valuma-alueilta. Teoksessa Finér, L., Laurén, A. & Karvinen, L (toim.) *Ajankohtaista metsätalouden ympäristökuormituksesta: Tutkimustietoa ja työkaluja -seminaari, Kolin luontokeskus Ukko 23.9.2002*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 886, 17–23. Gummerus Kirjapaino Oy, Saarijärvi.
- Kortelainen, P., Mattsson, T., Rantakari, M. & Räike, A. (2004). Organic carbon concentrations in lakes and rivers. Teoksessa Pertti Eloranta (toim.) *Inland and coastal waters of Finland*. 63–72. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi.
- Koutaniemi, L. (1986). Maankohoaminen ja pinnanmuodot. Teoksessa Asunmaa, M., Ervasti-Julku, L. & Viironen, H. (toim.) *Haukipudas*. 8–14. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Kronvang, B., Rubæk, G. H. & Heckrath, G. (2009). International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies—Risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. *Journal of Environmental Quality* 38(5), 1924–1929. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0051>
- Kukkonen, M. (2012). *Opas metsätalouden vesistökuormituksen seurantaan*. Metlan työraportteja 245. <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2012/mwp245.pdf>
- Kuusiniemi, K., Ekroos, A., Kumpula, A. & Vihervuori, P. (2013). *Ympäristöoikeus*. 2. p. Sanoma Pro. Helsinki.

- Kuusisto, E. & Laasanen, O. (1986). Tilastomatemattisten menetelmien käyttö hydrologiassa. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 291–323. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Kuusisto, E. & Seppänen, H. (1986a). Johdanto. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 11–17. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Kuusisto, E. & Seppänen, H. (1986b). Järvet ja Itämeri. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 256–290. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Lakso, E. & Alasaarela, E. (1990). Järvien käyttö. Teoksessa Ilmavirta, V. (1990) (toim.) *Järven kunnostuksen ja hoidon perusteet*. 17–30. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Lakso, E. (2005). Järven vedenpinnan nosto. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järven kunnostus*. 227–240. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Lappalainen, K. (1990). Laimentaminen ja huuhteleminen. Teoksessa Ilmavirta, V. (toim.) *Järven kunnostuksen ja hoidon perusteet*. 296–303. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Lappalainen, K. & Hertell, M. (1990). Vesien suojelun, kunnostuksen ja hoidon yleistilanne. Järvien käyttö. Teoksessa Ilmavirta, V. (toim.) *Järven kunnostuksen ja hoidon perusteet*. 31–44. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Laudon, H., Köhler, S. & Buffam, I. (2004). Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 66(2), 223–230. <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0700-2>
- Lehmikangas, M. (2005). Järven tilapäinen kuivattaminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. 301–308. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Lehtoranta, V. (2005). Johdatus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. Suomen 7–12. Ympäristökeskus, Helsinki.
- Li, D., Zheng, B., Liu, Y., Chu, Z., He, Y. & Huang, M. (2018). Use of multiple water surface flow constructed wetlands for non-point source water pollution control. *Applied Microbiology and Biotechnology* 102(13), 5355–5368. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9011-8>

- Lijklema, L. (1994). Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia* 275(1), 335–348. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2460-9_30
- Luo, Y., Li, Q., Shen, J., Wang, C., Li, B., Yuan, S., Li, H., ... & He, Y. (2019). Effects of agricultural land use change on organic carbon and its labile fractions in the soil profile in an urban agricultural area. *Land Degradation & Development* 30(15), 1875–1885. <https://doi-org.pc124152.oulu.fi:9443/10.1002/ldr.3388>
- Maanmittauslaitos (2011). Taustakartta 1: 320 000. 6.6.2021. <https://tiedostopalvelu.maanmittauslaitos.fi/tp/kartta>
- Maanmittauslaitos (2018). Suomen maakunnat 2021 vuoden 2018 maakuntakoodeilla. 6.6.2021. <https://www.avoindata.fi/data/fi/dataset/suomen-maakunnat-2021-vuoden-2018-maakuntakoodeilla>
- Maanmittauslaitos (2021). Vanhat painetut kartat. 7.7.2021. <http://vanhatpainetutkartat.maanmittauslaitos.fi/>
- Maatalousministeriö (1968). *Vesianalyysitoimikunnan mietintö*. Komiteanmietintö 1968: B 19.
- Mader, M., Schmidt, C., van Geldern, R. & Barth, J. A. C. (2017). Dissolved oxygen in water and its stable isotope effects: A review. *Chemical Geology* 473, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.10.003>
- Mainstone, C. P. & Parr, W. (2002). Phosphorus in rivers – ecology and management. *The Science of the Total Environment* 282-283, 25–47. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00937-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00937-8)
- Martinmäki, K., Marttunen, M., Ulvi, T., Visuri, M., Dufva, M., Sammalkorpi, I., ... & Ihme, R. (2010). *Uusia menetelmiä järven kunnostushankkeen suunnitteluun*. Suomen ympäristö 19/2010. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/37974/SY19_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Mattila, H. (2005). Ulkoisen kuormituksen vähentäminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järven kunnostus*. 137–150. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- McDowell, R. W. (2021). Land use and water quality. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 64(3), 269–270. <https://doi.org/10.1080/00288233.2021.1933093>

- Mitikka, S. & Ekholm, P. (2003). Lakes in the Finnish Eurowaternet: status and trends. *The Science of the Total Environment* 310(1-3), 37–45. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00621-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00621-6)
- Mohammadzadeh-Habili, J., Heidarpour, M. & Afzalimehr, H. (2013). Hydraulic characteristics of a new weir entitled of quarter-circular crested weir. *Flow Measurement and Instrumentation* 33, 168–178. <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2013.07.002>
- Mulholland, P. J., Dahm, C. N., David, M. B., Ditoro, D. M., Fisher, T. R. & Sedell, J. R. (1990). What are the temporal and spatial variations of organic acids in the ecosystem level? Teoksessa Perdue, E. M. & Gjessing, E. T. (toim.) *Organic acids in aquatic ecosystems: report of the Dahlem workshop on organic acids in aquatic ecosystems*. 315–329. John Wiley & Sons, Chichester.
- Munsterhjelm, R. (1997). *The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland*. Acta Botanica Fennica 157, 1–68. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board, Helsinki.
- Muotka, T., Heino, J., Paavola, R. & Soininen, J. (2004). Large scale biodiversity patterns of boreal stream communities. Teoksessa Pertti Eloranta (toim.) *Inland and coastal waters of Finland*. 116–119. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi.
- Murray, C. J., Müller-Karulis, B., Carstensen, J., Conley, D. J., Gustafsson, B. G. & Andersen, J. H. (2019). Past, present and future eutrophication status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science* 6(2). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00002>
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment* 709, 136125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125>
- Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen, T. (1992). *Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja B 10. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/157222/Vesi-%20ja%20ymp%20rist%20F6hallinnon%20julkaisuja%20B%2010.pdf?sequence=4>
- Niemi, J., Lepistö, L., Mannio, J., Mitikka, S. & Pietiläinen, O.-P. (2004). Quality and trends of inland waters. Teoksessa Pertti Eloranta (toim.) *Inland and coastal waters of Finland*. 18–40. Saarijärven Offset Oy, Saarijärvi.

- Niinimäki, J. & Penttinen, K. (2020). *Vesienhoidon ekologiaa – ravintoverkkokunnostus*. Books on Demand GmbH, Helsinki.
- Novotny, V. (1999). Integrating diffuse/nonpoint pollution control and water body restoration into watershed management. *Journal of the American Water Resources Association* 35(4), 717-727. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb04169.x>
- Nummelin, M. (2018). *Jätevesien käsittely haja-asutusalueella*. Opas 2/2018. https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/158531/Opas%202_2018_VARELY_J%C3%A4tevesien%20k%C3%A4sittely%20haja-asutusalueella.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Nürnberg, G. K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Journal of Lake and Reservoir Management* 12(4), 432–447. <https://doi.org/10.1080/07438149609354283>
- Oki, T. & Kanae, S. (2006). Global hydrological cycles and world water resources. *Science* 313(5790), 1068–1072. <https://doi.org/10.1126/science.1128845>
- Oravainen, R. (1999). Vesistötulosten tulkinta -opasvihkonen. 10.10.2021. <https://kvvy.fi/wp-content/uploads/2015/10/opasvihkonen.pdf>
- Oravainen, R. (2005). Fosforin kemiallinen saostus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järven kunnostus*. 191–202. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Oulun Vesi (2020). Jätevedenpuhdistus. 31.8.2021. <https://www.oulunvesi.fi/puhdistustulokset>
- Pagano, T., Bida, M. & Kenny, J. E. (2014). Trends in Levels of Allochthonous Dissolved Organic Carbon in Natural Water: A Review of Potential Mechanisms under a Changing Climate. *Water* 6(10), 2862–2897. <https://doi.org/10.3390/w6102862>
- Palmstrom, N. S., Carlson, R. E. & Cooke, G. E. (1988). Potential links between eutrophication and the formation of carcinogens in drinking water. *Lake and Reservoir Management* 4(2), 1–15. <https://doi.org/10.1080/07438148809354809>
- Palomäki, A. (2001). *Sisäinen kuormitus Lappajärven fosforitaseessa*. Alueelliset ympäristöjulkaisut 213. <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/134505/ay213.pdf?sequence=2&isAllowed=y>

- Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. (2005). Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant and Soil* 275(1–2), 157–167. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-1256-1>
- Parker, A. E., Dugdale, R. C. & Wilkerson, F. P. (2012). Elevated ammonium concentrations from wastewater discharge depress primary productivity in the Sacramento River and the Northern San Francisco Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 64(3), 574–586. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.016>
- Peters, N. E. & Meybeck, M. (2009). Water quality degradation effects on freshwater availability: Impacts of human activities. *Water International* 25(2), 185–193. <https://doi.org/10.1080/02508060008686817>
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. (1999). *Typpi ja fosfori sisävesien minimiravinteina*. Suomen ympäristö 313. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/286178/SY_313.pdf?sequence=1
- Pietiläinen, O.-P., Antikainen, R., Holmberg, M., Kauppila, J., Kauppila, P., ... & Vuorenmaa, J. (2008). *Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila*. Suomen ympäristö 46/2008. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38370/SY_46_2008.pdf?sequence=5&isAllowed=y
- Pirinen, P., Simola, H., Aalto, J., Kaukoranta, J.-P., Karlsson, P. & Ruuhela, R. (2012). *Tilastoja Suomen ilmastosta 1981–2010*. Raportteja 2012:1. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/35880/Tilastoja_Suomen_ilmastosta_1981_2010.pdf?sequence=4&isAllowed=y
- Pizarro, J., Vergara, P. M., Morales, J. L., Rodríguez & Vila, I. (2013). Influence of land use and climate on the load of suspended solids in catchments of Andean rivers. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(2), 835–843. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3420-z>
- Postila, H., Heiderscheidt, E., Korhonen, A., Lehosmaa, K., Nilivaara, R., ... & Wäli, P. (2021). *Passiiviset hybridipuhdistusratkaisutarkistusten valumavesien typen ja raskasmetallien puhdistamiseen – HybArkt -hankkeen loppuraportti*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2021.

- Puckett, L. J. (1995). Identifying the major sources of nutrient water pollution. *Environmental Science & Technology* 29(9), 408–414. <https://doi.org/10.1021/es00009a743>
- Pulkkinen, J. T., Ronkanen A.-K., Pasanen, A., Kiani, S., Kiuru, T., Koskela, J., ... & Vielma, J. (2021). Start-up of a “zero-discharge” recirculating aquaculture system using woodchip denitrification, constructed wetland, and sand infiltration. *Aquacultural Engineering* 93, 102161. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2021.102161>
- Puustinen, M., Koskiaho, J., Gran, V., Jormola, J., Maijala, T., ... & Sammalkorpi, I. (2001). *Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. Suomen ympäristö* 449. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/40659/SY_499.pdf?sequence=1&isAllo wed=y
- Puustinen, M., Koskiaho, J. & Peltonen, K. (2005). Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105(4), 565–579. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.08.005>
- Puustinen, M., Tattari, S., Koskiaho, J. & Linjama, J. (2007). Influence of seasonal and annual hydrological variations on erosion and phosphorus transport from arable areas in Finland. *Soil & Tillage Research* 93(1), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.03.011>
- Rantakari, M., Kortelainen, P. Vuorenmaa, J. Mannio, J. & Forsius, M. (2004). Finnish lake survey: The role of the catchment attributes in determining nitrogen, phosphorus, and organic carbon concentrations. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4(2/3), 683–699. <https://doi.org/10.1023/b:wafo.0000028387.61261.96>
- Rantakari, M. & Kortelainen, P. (2008). Controls of organic and inorganic carbon in randomly selected Boreal lakes in varied catchments. *Biogeochemistry* 91: 151–162. <https://doi.org/10.1007%2Fs10533-008-9266-8>
- Revenga, C., Campbell, I., Abell, R., de Villiers, P. & Bryer, M. (2005). Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical transactions of the royal society B* 360(1454), 397–413. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1595>
- Rusydi, A. F. (2018). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water. A review. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 118, 012019. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012019>

- Saarijärvi, E. & Sammalkorpi, I. (2005). Kunnostustarpeen määrittäminen. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järvien kunnostus*. 61–74. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki.
- Saarinen, S. (1981). *Jälleenimeytys pohjaveden raudan ja mangaanin poistossa*.
Vesihallituksen monistesarja 1981:63.
<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/299503/Vesihallituksen%20monistesarja%2063.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Sandström, S., Futter, M. N., Kyllmar, K., Bishop, K., O’Connell, D. W. & Djodjic, F. (2020). Particulate phosphorus and suspended solids losses from small agricultural catchments: Links to stream and catchment characteristics. *Science of the Total Environment* 711, 134616. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134616>
- Sarkkola, S. & Nieminen, M. (2014). Vesistöjen orgaanisen aineksen lisääntymisen syitä. *Vesitalous* 6/2014. 5–9. https://www.vesitalous.fi/wp-content/uploads/2014/12/Vesitalous_1406_netti.pdf
- Sarvilinna, A. & Sammalkorpi, I. (2010). *Rehevoityneen järven kunnostus ja hoito*.
Ympäristöopas 2010.
https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/38819/YO_2010_Rehevoityneen_jarven_kunnostus_ja_hoito.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Schauser, I. & Chorus, I. (2009). Water and phosphorus mass balance of Lake Tegel and Schlachtensee – A modelling approach. *Water research* 43(6), 1788–1800.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.007>
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science* 195(4275), 260–262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>
- Seppänen, H. (1984). *Sovellettu limnologia I*. Otantapaino, Espoo.
- Seppänen, O. & Seppänen, M. (1996). *Rakennusten sisäilmasto ja LVI-tekniikka*. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.
- Seuna, P., Kauppi, L., Melanen, M. & Kenttämies, K. (1986). Ihmisen toiminnan vaikutus hydrologiseen kiertoon. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 387–420. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Seuna, P. & Vehviläinen, B. (1986). Eroosio ja kiintoaineen kulkeutuminen. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 226–255. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.

- Smith, S. A. (1972). *Lake deepening by sediment consolidation: Jyme Lake*. University of Wisconsin and the Department of Natural Resources, Madison.
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems. A Global Problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V. H. & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution* 24(4), 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Soveri, J., Mäkinen, R. & Peltonen, K. (2001). *Pohjaveden korkeuden ja laadun vaihteluista Suomessa 1975–1999*. Suomen ympäristö 420.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506(1–3), 135–145. <https://doi.org/10.1023/b:hydr.00000008611.12704.dd>
- Stein, L. Y. & Klotz, M. G. (2016). The nitrogen cycle. *Current biology* 26(3), R94–R98. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.12.021>
- St-Hilaire, A., Duchesne, S. & Rousseau A. N. (2016). Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry. *Canadian Water Resources Journal* 41(1–2), 273–287. <https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1010181>
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3.p. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Suomen ympäristökeskus (2018). Corine maankäyttöaineisto (2018), 25 ha. 20.7.2021. [paikkatietoaineisto]. https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Paikkatietoaineistot/Ladattavat_paikkatietoaineistot
- Suomen ympäristökeskus (2019). Suomen vesien tila-arvio. 5.10.2021. [https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Suomen_vesien_tilaarvio_Jarvien_ja_jokie\(51384\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Suomen_vesien_tilaarvio_Jarvien_ja_jokie(51384))
- Suomen ympäristökeskus (2021a). Valtioneuvoston päätös tietojen 2018 tarkistamisesta ja verkoston täydentämisestä. 10.10.2021. <https://syke.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=831ac3d0ac444b78baf0eb1b68076e1a>

- Suomen ympäristökeskus (2021b). Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta – Hertta 5.7. 30.9.2021. https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Ymparistotietojarjestelmat
- Suomen ympäristökeskus (2021). VALUE – valuma-alueen rajaustyökalu KM10. 6.6.2021. [paikkatietoaineisto]. <https://paikkatieto.ymparisto.fi/value>
- Särkkä, J. (1996). *Järvet ja ympäristö: Limnologian perusteet*. Tammer-Paino Oy, Tampere.
- Säylä, J. & Vilpas, R. (2012). *Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2010*. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 21/2012. <https://core.ac.uk/download/pdf/14928279.pdf>
- Tahir, S. & Marschner, P. (2017). Clay addition to sandy soil reduces nutrient leaching – Effect of clay concentration and ped size. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 48(15), 1813–1821. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1395454>
- Tattari, S., Puustinen, M., Koskiahho, J., Röman, E. & Riihimäki, J. (2015). *Vesistöjen ravinnekuormituksen lähteet ja vähentämismahdollisuudet*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 35. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/159464/SYKEra_35_2015.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Tezuka, Y. (1990). Bacterial regeneration of ammonium and phosphate as affected by the carbon:nitrogen:phosphorus ratio of organic substrates. *Microbial Ecology* 19(3), 227–238. <https://doi.org/10.1007/bf02017167>
- Thurman, E. M. (1975). *Organic geochemistry of natural waters*. Springer, Dordrecht.
- Tolonen, J., Leka, J., Yli-Heikkilä, K., Hämäläinen, L. & Halonen, L. (2019). *Pienvesiopas – Pienvesien tunnistaminen ja lainsäädäntö*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 36/2019. https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/306503/SYKEra_36_2019_Pienvesiopas.pdf?sequence=4&isAllowed=y
- Trenberth, K. E., Smith, L., Qian, T., Dai, A. & Fasullo, J. (2007). Estimates of the Global Water Budget and Its Annual Cycle Using Observational and Model Data. *Journal of Hydrometeorology* 8(4), 758–769. <https://doi.org/10.1175/jhm600.1>
- Turunen, J., Marttila, H., Kämäri, M., Saari, M., Heikkinen, K., Postila, H. & Koljonen, S. (2019). *Kiintoaineen eroosio ja sedimentaatio virtavesissä - luonnollisesta prosessista virtavesien ongelmaksi*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 46/2019.

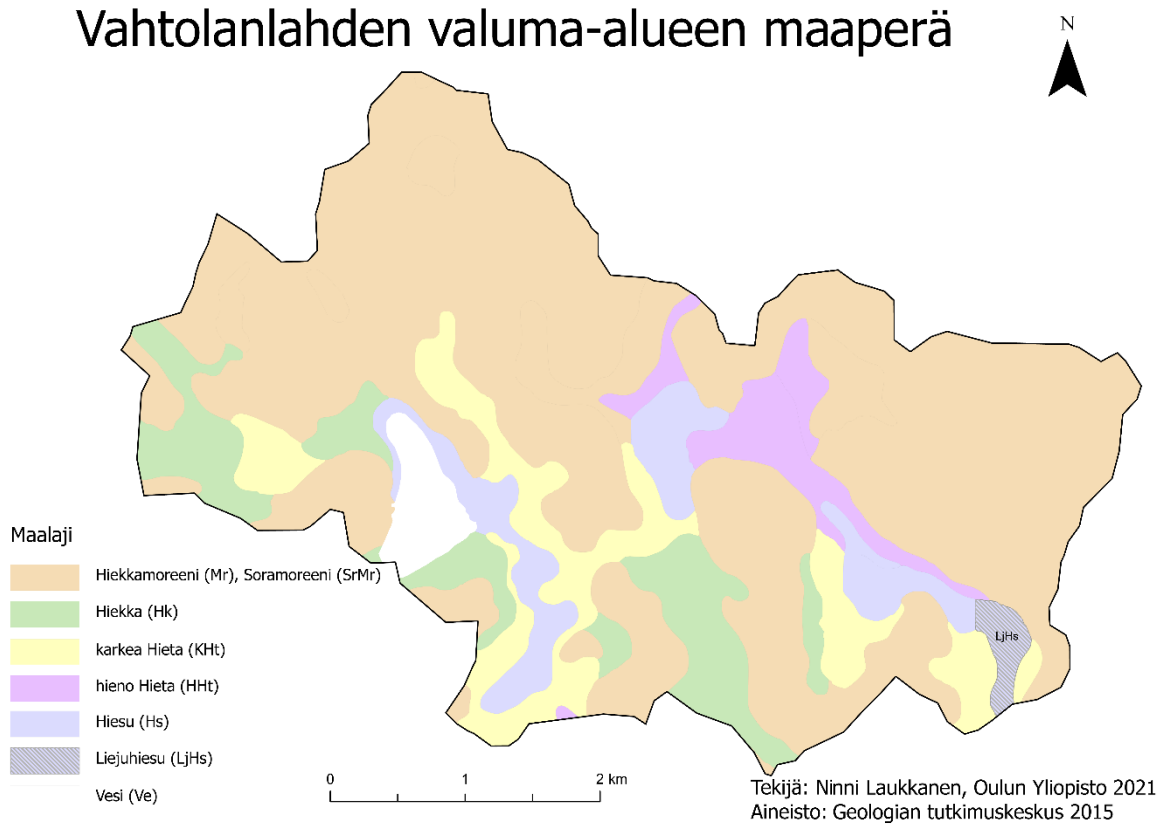
- Vakkilainen, P. & Soveri, J. (1984). Maavedet. Teoksessa Mustonen, S. (toim.) *Sovellettu hydrologia*. 82–100. Mäntän Kirjapaino Oy, Mänttä.
- Vesihallitus (1984). *Hydrologiset havainto- ja mittausmenetelmät*. Vesihallituksen julkaisuja 47.
https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/155389/VH_julkaisuja_47.pdf?sequence=4&isAllowed=y
- Vesihallitus (1985). *Pohjapatojen suunnittelu*. Vesihallituksen monistesarja 336.
<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/329062/Vesihallituksen%20monistesarja%20336.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Vesi- ja ympäristöhallitus (1988). *Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 20.
<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/144350/Vesi-%20ja%20ymp%C3%A4rist%C3%B6hallinnon%20julkaisuja%2020.PDF?sequence=1&isAllowed=y>
- Vieno, N. (2015). *Haitta-aineet puhdistamo- ja hajalietteissä*. Julkaisu 73/2015.
http://www.vhvsy.fi/files/upload_pdf/5004/Julkaistu%2073_2015.pdf
- Viinikkala, J., Mykkänen, E. & Ulvi, T. (2005). Ruoppaus. Teoksessa Ulvi, T. & Lakso, E. (toim.) *Järven kunnostus*. 211–226. Gummerus Oy, Jyväskylä.
- Vilpas, R., Kujala-Räty, K., Laaksonen, T. & Santala, E. (2005). *Haja-asutuksen ravinnekuormituksen vähentäminen – Ravinnesampo. Osa 1: Asumisjätevesien käsittely*. Suomen ympäristö 762.
https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/40547/SY_762.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Vu, T. M., Trinh, V. T., Doan, P. D., Huu, T. V., Tien V. N., Saravanamuthu, V. & Huu, H. N. (2017). Removing ammonium from water using modified corncob-biochar. *Science of the Total Environment* 579, 612–619. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.050>
- Vymazal, J. & Březinová, T. D. (2018). Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch. *Ecological Engineering* 118, 97–103.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.013>

- Väisänen, T. (2009). *Sedimentin kemikalointikäsitteily. Tutkimus rehevän ja sisäkuormitteisen järven kunnostusmenetelmän mitoituksista sekä sen tuloksellisuuden mittaamisesta*. Väitöskirja. Oulun yliopisto, teknillinen tiedekunta, prosessi- ja ympäristötekniikan osasto. <http://jultika.oulu.fi/files/isbn9789514292989.pdf>
- Weyhenmeyer, G. A., Prairie, Y. T. & Tranvik, L. J. (2014). Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. *PLoS ONE* 9(2), e88104. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088104>
- Withers, P. J. A., Neal, C., Jarvie, H. P. & Doody, D. G. (2014). Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability* 6(9), 5853–5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>
- Wu, Y. & Chen, J. (2013). Investigating the effects of point source and nonpoint source pollution on the water quality of the East River (Dongjiang) in South China. *Ecological Indicators* 32, 294–304. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.002>
- Yang, Z., Wu, X., Hao H.-I. & He, Z.-I. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B* 9(3), 197–209. <https://doi.org/10.1201/9780203867068-19>
- Åström, M., Aaltonen, E.-K. & Koivusaari, J. (2001). Effect of ditching operations on stream-water chemistry in a boreal forested catchment. *The Science of the Total Environment* 279(1–3), 117–129. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00757-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00757-4)
- Åström, M., Aaltonen, E.-K. & Koivusaari, J. (2005). Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of boreal forest – a paired catchment study in Lappajärvi, western Finland. *Boreal Environmental Research* 10, 67–78.

Liitteet

Liite 1. Vahtolanlahden valuma-alueen maaperäkartta.

Vahtolanlahden valuma-alueen maaperä



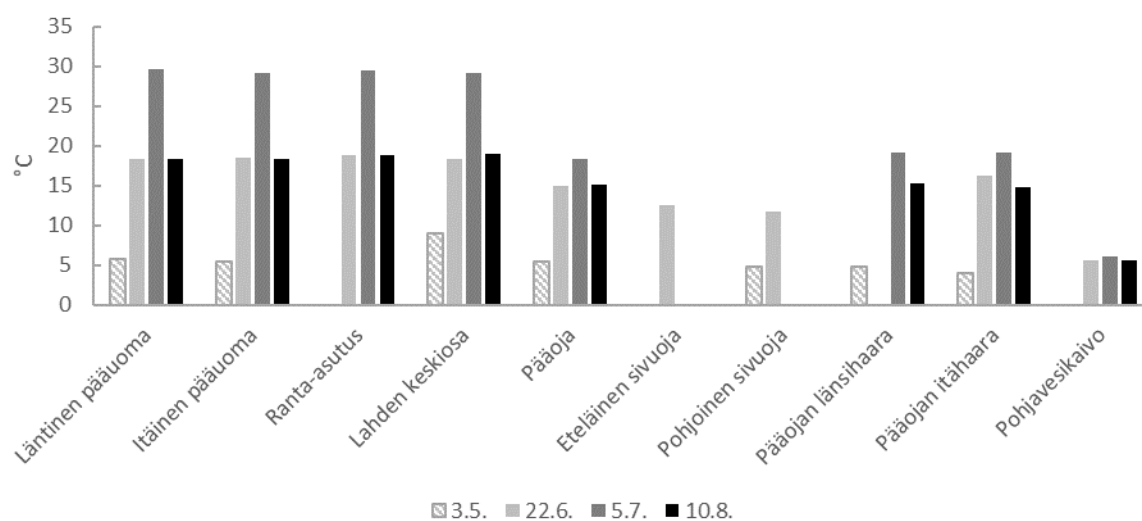
Liite 2. Vahtolanlahden vesinäytteiden pitoisuudet näytteenottokaudella.

Suure	Pvm.	Näyte- piste 1	Näyte- piste 2	Näyte- piste 3	Näyte- piste 4	Näyte- piste 5	Näyte- piste 6	Näyte- piste 7	Näyte- piste 8	Näyte- piste 9	Näyte- piste 10
TOC (mg/l)	3.5.	13	14		12	13		13	25	16	
	22.6.	12	12	12	12	13	8,7	9,7		14	14
	5.7.	17	18	17	16	7,4			6,4	5,9	14
	10.8.	12	12	12	12	7,2			7,6	5,1	12
DOC (mg/l)	3.5.	12	13		12	13		13	20	16	
	22.6.	12	12	12	12	13	8	9,3		14	13
	5.7.	16	17	16	16	6,9			5,4	5,4	14
	10.8.	12	12	12	12	6,9			7,4	4,6	12
Kiintoaine GF/C (mg/l)	3.5.	6,8	5		26	23		2,6	48	25	
	22.6.	8,5	8	9	8	9,5	15	8		7	9
	5.7.	8,5	8,5	13	17	8,5			23	5,5	4,5
	10.8.	8,5	11	8	4	7,5			7	<1	3
TP (µg/l)	3.5.	60	32		140	110		61	130	80	
	22.6.	84	72	100	100	96	110	72		68	95
	5.7.	70	70	100	120	52			46	92	77
	10.8.	76	68	95	83	69			43	12	84
PO4-P (µg/l)	3.5.	26	11		91	74		38	99	46	
	22.6.	35	31	47	47	44	63	46	42		63
	5.7.	23	17	48	59	36			25	17	45
	10.8.	38	33	57	49	57			33	7,8	70
TN (µg/l)	3.5.	560	480		730	850		1100	1800	820	
	22.6.	650	610	700	720	910	780	840	820		550
	5.7.	1200	780	790	840	670			500	440	610
	10.8.	610	610	650	690	790			610	240	550
NH4-N (µg/l)	3.5.	<5	<5		41	150		24	470	110	
	22.6.	30	34	44	42	100	43	25		92	23
	5.7.	58	<5	20	34	85			76	74	31
	10.8.	27	20	25	29	210			270	24	93
N03- N+NO2-N (µg/l)	3.5.	55	53		55	110		490	95	85	
	22.6.	7	7	7	8	130	190	230	71		<5
	5.7.	<5	<5	<5	<5	150			66	63	39
	10.8.	10	11	<5	19	210			34	57	110

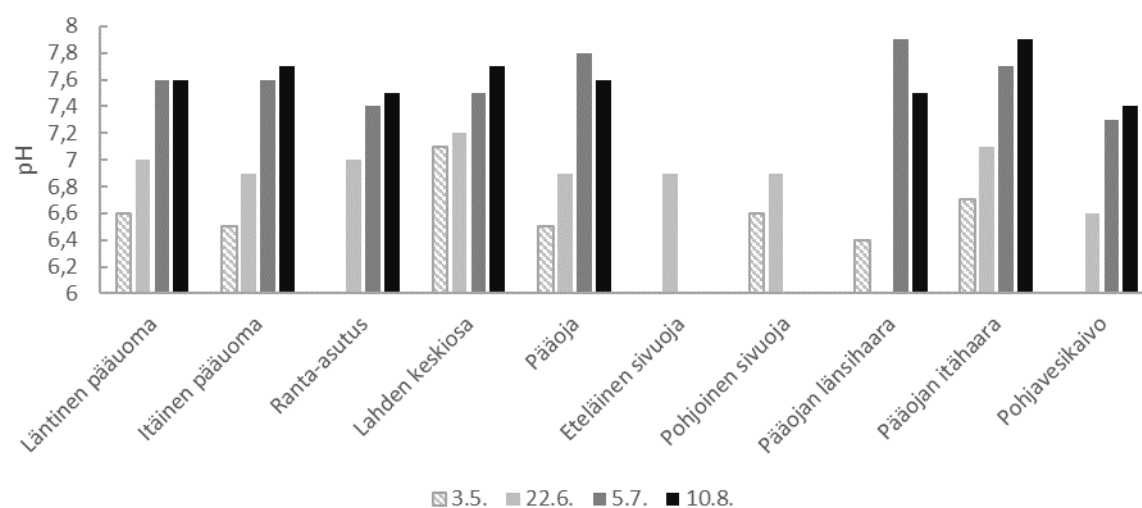
Liite 3. Vahtolanlahden sedimenttinäytteiden pitoisuudet kesäkuun näytteenotossa (22.6.2021).

Suure	Näytepiste 11	Näytepiste 12	Näytepiste 13	Näytepiste 14
Kuiva-ainepitoisuus (%)	52,4	45,9	27,3	37,7
Hehkutushäviö (550°C) (% ka)	4,9	4	9,2	6,5
TN (% ka)	0,19	0,22	0,4	0,32
TP (mg/kg ka)	940	900	1200	880
Mikrohajotus	tehty	tehty	tehty	tehty

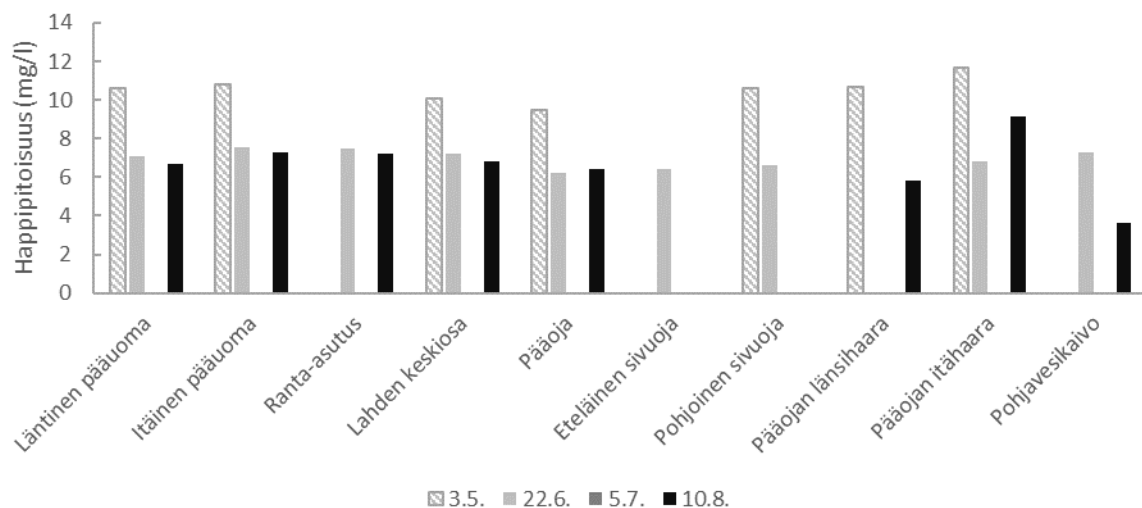
Liite 4. Vahtolanlahden mittauspisteiden lämpötilat (°C) mittausajankohtina.



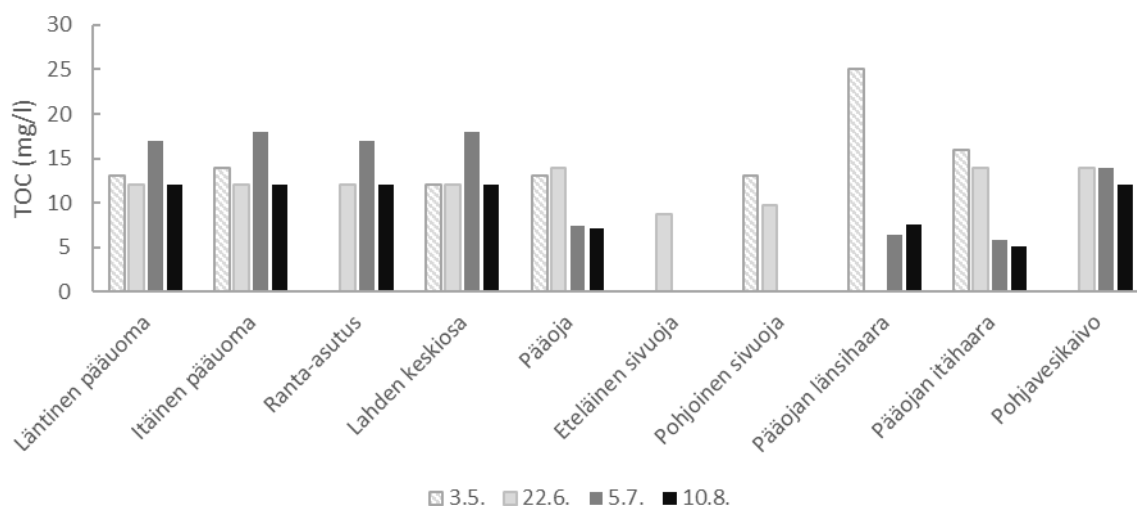
Liite 5. Vahtolanlahden mittauspisteiden pH-arvot mittausajankohtina.



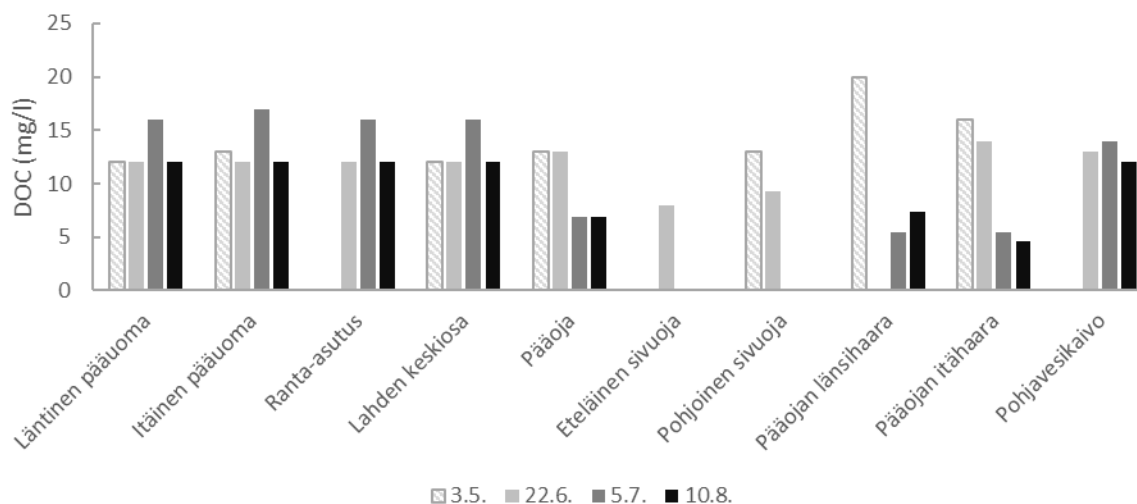
Liite 6. Vahtolanlahden mittauspisteiden liuennan hapen pitoisuudet (mg/l) mittausajankohtina.



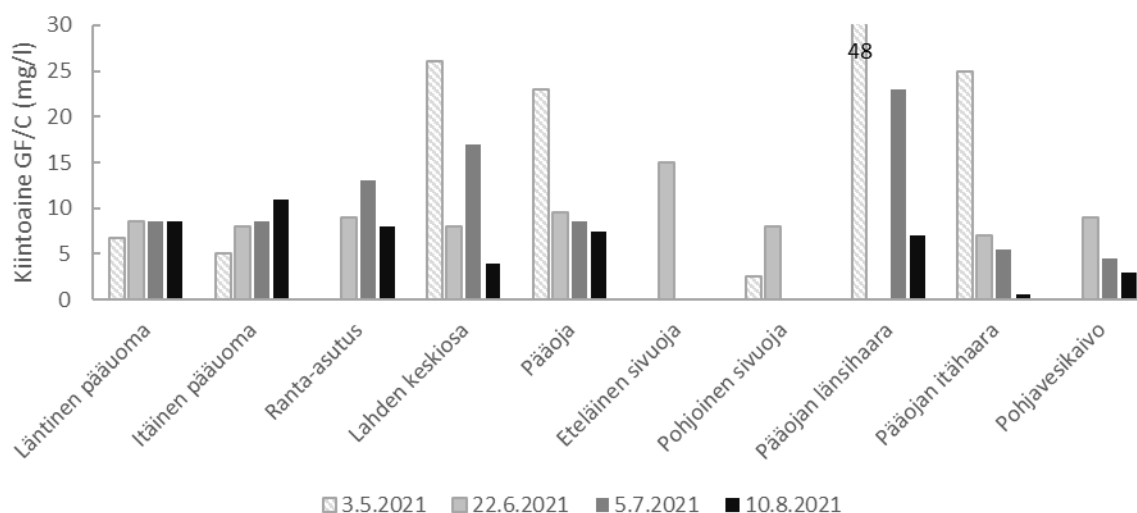
Liite 7. Orgaanisen kokonaishiilen (TOC) pitoisuus mittausajankohtina.



Liite 8. Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuus mittausajankohtina.



Liite 9. Kiintoainepitoisuudet (GF/C suodatin) mittausajankohtina.



Liite 10. Vesianalyysien mittaukseen liittyviä tietoja. Kaikki analyysit ovat akkreditoituja.

Suure	Mittausepävarmuus	Määrittäysraja	Menetelmä
TOC (mg/l)	<2:±0.3mg/l ja >2:±15%	0,5	SFS-EN 1484:1997
DOC (mg/l)	<2:±0.3mg/l ja >2:±15%	0,5	SFS-EN 1484:1997
Kiintoaine GF/C (mg/l)	<3:±0,6mg/l ja ≥3:±20%	1	SFS-EN 872:2005
TP (µg/l)	<10:±1,5µg/l ja ≥10:±15%	5	SFS-EN ISO 15681-1:2005
PO4-P (µg/l)	<20:±3µg/l ja ≥20:±15%	3	SFS-EN ISO 6878
TN (µg/l)	<100:±15µg/l ja ≥100:±15%	50	SFS-EN ISO 11905-1:1998
NH4-N (µg/l)	<20:±3µg/l ja ≥20:±15%	5	SFS-EN ISO 11732:2005
N03-N+NO2-N (µg/l)	<20:±2µg/l ja ≥20:±10%	5	SFS-EN ISO 13395:1997

Liite 11. Sedimenttianalyysien mittaukseen liittyviä tietoja. Analyysit eivät ole akkreditoituja.

Suure	Mittausepävarmuus	Määrittäysraja	Menetelmä
Kuiva-ainepitoisuus	<25:±0.5% yks ja >25:±2%	0,2	SFS-EN 15934:2012
Hehkutushäviö (550°C)	<4:±0.2% yks.ka ja >4:±5%	0,2	SFS-EN 15169:2007
Typpi (N)	-	-	-
Fosfori (P)	<140:±20mg/kgka ja >140:±14%	20	SFS-EN ISO 11885:2009; EPA 3051A
Mikrohajotus			EPA 3051A